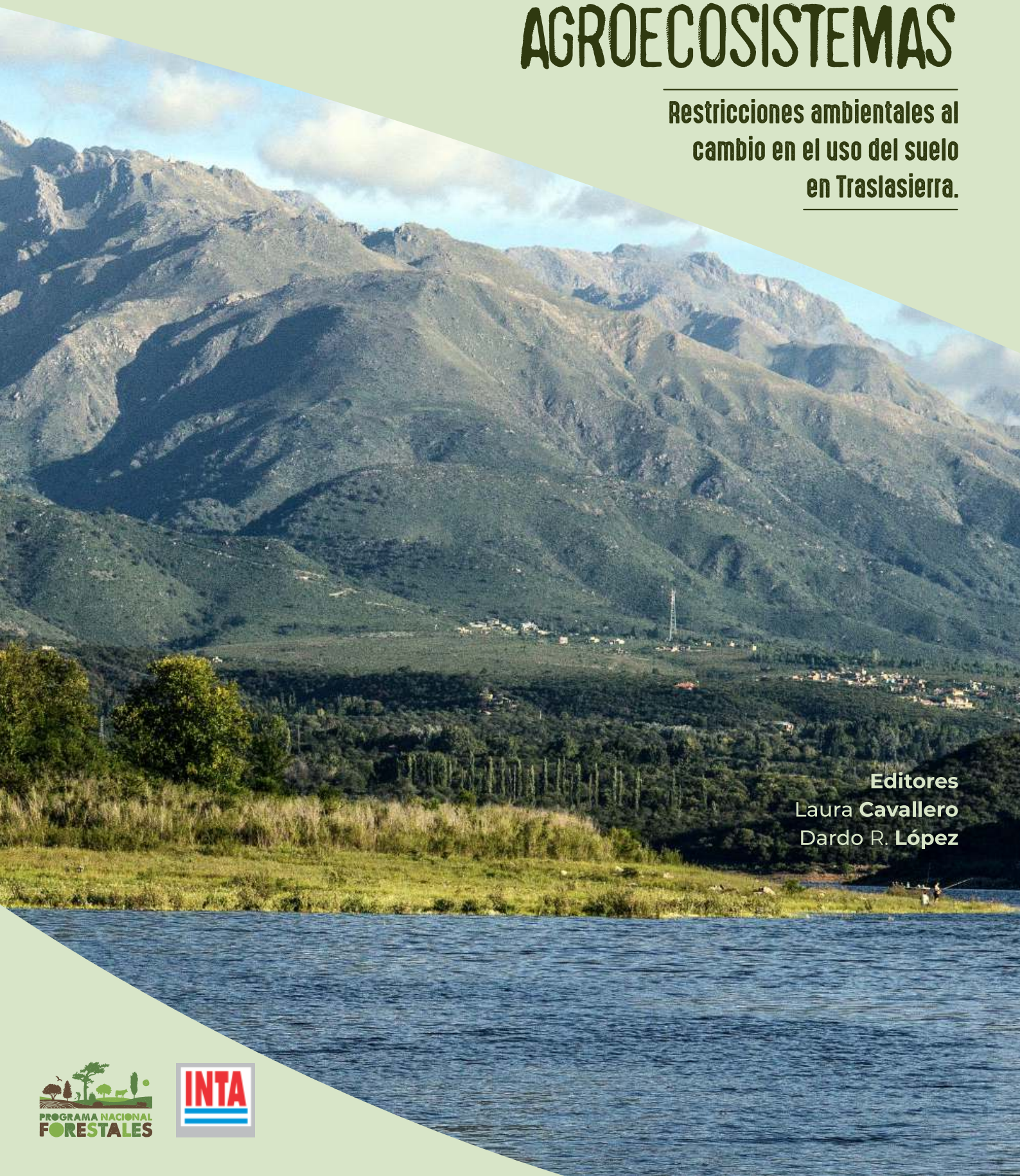
ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE BOSQUES NATIVOS Y AGROECOSISTEMAS

Restricciones ambientales al cambio en el uso del suelo en Traslasierra.



Editores
Laura **Cavallero**
Dardo R. **López**

PROGRAMA NACIONAL FORESTALES
INTA

ORDENAMIENTO TERRITORIAL DE BOSQUES NATIVOS Y AGROECOSISTEMAS

Restricciones ambientales al cambio en el uso del suelo en Traslasierra.

Editores:
Laura **Cavallero,** Dardo R. **López.**

Autores:
Laura **Cavallero**[1,2], Francisco **Alaggia**[1,2], Dardo R. **López**[1]*, Diego **Pons**[3], Nicolás **Mari**[4], Martín **Zárate**[2], Luján **Ahumada**[1,2], Carlos **Carranza**[1].

[1] **INTA, Estación Forestal Villa Dolores (EEA Manfredi)**
[2] **CONICET, CCT-Córdoba**
[3] **INTA, Área de Agronomía (EEA Manfredi)**
[4] **INTA, AER Cruz del Eje (EEA Manfredi)**

***Autor de correspondencia: lopez.dardor@inta.gob.ar**

Fotografía de tapa: **Francisco G. Alaggia** / Fotografía de contratapa: **Pablo Heredia**

PROGRAMA NACIONAL FORESTALES

INTA

Diseño Gráfico: Pablo Giunta **Blox Diseño Gráfico** **Bloxdg**

Ordenamiento territorial de bosques nativos y agroecosistemas : restricciones ambientales al cambio en el uso del suelo en Traslasierra / Laura Cavallero ... [et al.]. 1a edición especial, 2023. 70 p.; 30 x 21 cm.

ISBN 978-987-46815-6-0

1. Bosques Nativos. 2. Ordenamiento Territorial. 3. Agroecosistemas. I. Cavallero, Laura.
CDD 631.583

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al INTA y al CONICET que son las Instituciones de Ciencia y Tecnología que nos contienen y proporcionaron logística, equipamiento y personal para la realización de este trabajo. Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación de la Nación y la Dirección de Bosques del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de Nación mediante su línea de proyectos PICTO Bosque Nativo, y el Ministerio de Ciencia y Tecnología de la provincia de Córdoba con los proyectos PIODO. Agradecemos a la Unión Europea por el apoyo financiero brindado en la última etapa de este trabajo a partir de los proyectos Euroclima+ “Producción Resiliente de Alimentos” y “Vivir y Producir en el Monte”. Agradecemos la colaboración del Dr. Nicolás Frutos por los servicios técnicos brindados durante el proyecto PIODO. Finalmente agradecemos al Dr. Pablo Peri, y por medio de él al Programa Nacional Forestal del INTA, por la lectura y sugerencias en el manuscrito, y por las gestiones y el apoyo institucional brindado en todo momento y el financiamiento en la edición de este libro.

Fotografía: **Carlos A. Carranza**

PROGRAMA NACIONAL FORESTALES

INTA

PRÓLOGO

El libro aporta un marco conceptual y metodológico para el ordenamiento territorial de la zona de Traslasierra en la cual se encuentran de los departamentos de Pocho, San Alberto y San Javier de la provincia de Córdoba, basado en los criterios de sustentabilidad ambiental establecidos en la Ley Nacional N° 26.331. Este trabajo provee información relevante para la gobernanza y planificación del desarrollo sustentable en el territorio estudiado. El enfoque de sistemas sustentables que adoptamos desde el Programa Forestal del INTA son representados por aquellos que son económicamente viables, que permiten elevar la calidad de vida de los productores y de la gente involucrada en los procesos, que mantienen o mejoran la calidad del ambiente y de los recursos naturales de los cuales dependen los alimentos, la madera, las fibras y otros productos, y que perduran a través del tiempo.

El marco conceptual respecto al manejo sostenible de los bosques nativos y los recursos naturales, y su manejo y uso, parte de una concepción no dicotómica de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas, lo cual determina: (i) un socio-ecosistema compuesto por un subsistema biofísico en el cual se ubica los procesos naturales que permiten la provisión de los servicios ecosistémicos (provisión, regulación y culturales), (ii) un sub-sistema económico-productivo el cual se rige por el sistema económico en un momento determinado y que determina las políticas públicas, y (iii) un sub-sistema socio-político-cultural que refleja el arreglo y funcionamiento institucional, las políticas públicas, la organización social de una empresa forestal o familias que aprovechan el bosque nativo desde una dinámica cultural particular.

El nuevo modelo de organización territorial rural es de sistemas complejos y de alto dinamismo y que no puede ser explicado con los viejos modelos conceptuales (enfoque dicotómico hasta la segunda guerra mundial y la teoría del continuum). Este nuevo modelo de organización determina que las áreas rurales sea un mosaico de fragmentos espaciales.

Esto implica un conjunto de propiedades agrícolas/forestales de diferentes tamaños, controlados por diferentes actores con lógicas espaciales, sociales y económicas particulares, dentro de lo cual se desarrolla una lógica productiva y deslocalizada de los territorios rurales. En este contexto, el desarrollo territorial rural debe impulsar procesos de planificación y ordenamiento territorial de tal manera que se puedan equilibrar e integrar el uso del suelo, los recursos naturales en un marco de sustentabilidad en el tiempo.

El presente libro aporta valiosa información para un plan de ordenamiento territorial que tiene en cuenta (i) la caracterización de las condiciones de organización del territorio, (ii) la definición de políticas de corto y mediano plazo sobre ocupación y uso del suelo, (iii) las condiciones para mejorar las zonas de producción agropecuaria, forestal, turismos y otras actividades, (iv) la delimitación de las áreas de conservación de los recursos naturales y paisajístico, y (v) que orienta la adecuada infraestructura de servicios en zonas rurales (agua, transporte, salud y educación).

Pablo L. Peri
Coordinador del Programa Nacional Forestal del INTA

ÍNDICE

PAG. 06. INTRODUCCIÓN
PAG. 08. **Descripción y problemática del área de estudio**
PAG. 12. **El contexto de la Ley de Bosques en Argentina (Ley N 26.331)**
PAG. 13. **Bases conceptuales de los criterios utilizados en el ordenamiento ambiental**
PAG. 17. POTENCIAL DE CONSERVACIÓN DE CUENCAS
PAG. 18. **1.1 / Antedecentes**
PAG. 20. **1.2 / Métodos**
PAG. 23. **1.3/ Resultados y recomendaciones específicas**
PAG. 26. SUSCEPTIBILIDAD A LA EROSIÓN HÍDRICA
PAG. 27. **2.1 / Antedecentes**
2.2 / Métodos
PAG. 28. **2.3/ Resultados y recomendaciones específicas**
PAG. 29. SUPERFICIE DE BOSQUE
PAG. 31. **3.1 / Antedecentes**
PAG. 34. **3.2 / Métodos**
3.3/ Resultados y recomendaciones específicas
PAG. 37. ESTADO DE CONSERVACIÓN
PAG. 38. **4.1 / Antedecentes**
PAG. 39. **4.2 / Métodos**
PAG. 41. **4.3/ Resultados y recomendaciones específicas**
PAG. 43. EXISTENCIA DE VALORES BIOLÓGICOS SOBRESALIENTES
PAG. 44. **5.1 / Antedecentes**
5.2 / Métodos
PAG. 45. **5.3/ Resultados y recomendaciones específicas**
PAG. 46. VINCULACIÓN CON ÁREAS PROTEGIDAS EXISTENTES, CONECTIVIDAD ENTRE ECORREGIONES E INTEGRACIÓN REGIONAL
PAG. 49. **6.1 / Antedecentes**
PAG. 51. **6.2 / Métodos**
PAG. 52. **6.3/ Resultados y recomendaciones específicas**
PAG. 53. VINCULACIÓN CON OTRAS COMUNIDADES NATURALES
PAG. 54. **7.1 / Antedecentes**
7.2 / Métodos
PAG. 56. **7.3/ Resultados y recomendaciones específicas**
PAG. 57. MODELO MULTICRITERIO ESPACIALMENTE EXPLÍCITO PARA ZONIFICACIÓN AMBIENTAL
PAG. 63. **Recomendaciones de uso y conservación ambiental**
PAG. 64. **Consideraciones finales**
PAG. 65. BIBLIOGRAFÍA

INTRODUCCIÓN

El Ordenamiento Territorial (OT) es una herramienta fundamental para el Desarrollo Sustentable, que permite planificar el uso y la ocupación del territorio considerando las potencialidades y limitaciones biofísicas, así como también, las necesidades de la población (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Paruelo et al. 2014, FAO 2016). El OT puede definirse como una política de estado y un instrumento de gobernanza y planificación del desarrollo sustentable, desde una perspectiva sistémica, participativa y prospectiva. Así, desde lo político-administrativo, el OT regula el proceso de ocupación de un territorio y plantea la proyección espacial de las políticas sociales, económicas, ambientales y culturales de la sociedad. El OT tiene como finalidad garantizar un nivel de vida adecuado para la población y la conservación del ambiente, tanto para las actuales generaciones, como para las del futuro (Fonseca 2006; Paruelo et al 2014; FAO 2016).

En un proceso de OT se realiza el diagnóstico de una determinada región y la planificación de su uso y ocupación, en base a sus características ambientales, económicas, socio-políticas, institucionales y a su dinámica, considerando los procesos históricos y la cultura del lugar (FAO 1993; Aquino et al. 2006; Fonseca, 2006, Paruelo et al. 2014). Según FAO el OT representa una evaluación sistemática de: (i) las potencialidades y limitaciones de los ecosistemas, (ii) las alternativas para el uso del suelo según las restricciones ambientales, y (iii) las condiciones económicas y sociales; con el fin de seleccionar y adoptar las mejores opciones de uso del suelo. A pesar de la diversidad de definiciones de OT, es posible identificar algunos elementos comunes en todas ellas: (i) se debe definir la finalidad de un desarrollo sostenible; (ii) el planteamiento desde lo local hacia lo nacional; (iii) la necesidad de un abordaje interdisciplinario e integrado; y (iv) la consecuencia directa de la interrelación de competencias y potestades administrativas de los diferentes niveles de gestión (ej. municipal, provincial y nacional).

El OT a nivel local, incluye, no sólo ciudades, municipios, pueblos o un pequeño grupo de ellos, sino también núcleos agrarios-rurales (área de los departamentos de una provincia), o tierras comunales (dentro de municipios) y/o áreas protegidas (que pueden estar dentro de un municipio o abarcar varios). Es decir, incluye comunidades que tengan facultades legales para administrar sus tierras y recursos naturales, como por ejemplo consorcios, comunas, municipios o comunidades regionales conformadas por varios municipios y/o administraciones provinciales o nacionales (ej. parques nacionales o reservas provinciales). Este nivel de OT representa la base sobre la cual se planifican los OT a nivel regional y nacional. Por lo tanto, es clave avanzar con el OT desde los municipios y comunas porque son las unidades básicas de gobernanza que administran y gestionan las áreas próximas a las personas que habitan y confor-

man los territorios. La responsabilidad primordial de los gobiernos municipales y comunales es promover un desarrollo local sustentable, entendido como aquel que armoniza el desarrollo económico con el cuidado ambiental y la equidad social de forma sustentable. El OT procura adecuar los usos de la tierra y la ocupación del espacio a las aptitudes y restricciones ambientales de cada lugar o región. De este modo se promueven nuevas oportunidades de desarrollo y promoción del territorio, y se reducen los impactos ambientales (FAO 2016; Méndez Casariego y Pascale Medina, 2014).

El desarrollo y la implementación de un OT contribuyen significativamente a la gobernabilidad de los territorios, entendiéndola como la capacidad de los gobiernos de dar respuesta a las demandas de la sociedad, y a su gobernanza, ya que incorpora a diversos actores de la sociedad civil al diseño y la gestión de las políticas públicas (Méndez Casariego y Pascale Medina 2014; Paruelo et al. 2014). En este sentido, los principales productos que se obtienen de un OT son: (i) Zonificación ambiental y productiva, en la cual se priorizan áreas para la conservación de ecosistemas, áreas de manejo sustentable de agroecosistemas, y zonas que pueden ser destinadas a otros usos (ej. urbanos, industriales); (ii) normas de regulación de la ocupación del territorio destinadas a reglamentar qué actividades (y cómo) se pueden realizar en la zonificación indicada en el punto anterior; (iii) identificación de proyectos estratégicos para el acondicionamiento y desarrollo sustentable del territorio, con un programa de actividades e inversiones que se proponen como prioritarios. Así, el primer paso para un OT es realizar el Ordenamiento Ambiental (OA) de una región específica. El OA debe entenderse como el ordenamiento del territorio que introduce la dimensión ambiental en su conceptualización, diferenciándose de la conceptualización economicista que considera al OT en términos económicos, sin tener en cuenta el costo social y el impacto ambiental que ello signifique, e ignorando la realidad social, las restricciones y riesgos ambientales, y el desarrollo territorial dentro de los criterios de uso sustentable. En este sentido, la finalidad principal de este trabajo fue realizar un diagnóstico de la dimensión ambiental del territorio para proponer un ordenamiento ambiental de bosques nativos y ecosistemas asociados en base a las potencialidades y restricciones que impone el ambiente a cambios en el uso del suelo. Esto aporta el conocimiento y las herramientas de base para realizar el Ordenamiento Territorial.

Fotografía: **Laura Cavallero**

Este libro pretende sintetizar el trabajo realizado en el marco de varios proyectos de investigación e intervención llevados a cabo por investigadores de INTA y CONICET con sede principal en la Estación Forestal INTA-Villa Dolores, AER Cruz del Eje y EEA Manfredi del INTA. En el marco del proyecto PICTO 2014-0050-Bosque Nativo se realizó la validación metodológica y generación de información de base para el ordenamiento ambiental del ejido del municipio de Nono (Cavallero et al. 2018) y de las zonas aledañas a la comuna de Chancaní. Luego, con las demandas y el apoyo de municipios y comunas de los departamentos San Alberto y San Javier, el trabajo se continuó con el proyecto PIODO-

2018 sobre Ordenamiento Ambiental y Territorial de Traslasierra. Finalmente, con el apoyo de los Proyectos Euroclima+ Producción Resiliente de Alimentos y Euroclima+ Vivir y producir en el Monte, se aumentó la calidad de la información de base y se extendió el área de estudio para incluir tres departamentos del valle de Traslasierra.
El enfoque multicriterio propuesto en este libro puede servir de herramienta para aplicar en otras regiones del país.
Cabe mencionar que si bien todo proceso de OT tiene una etapa de participación que permite incluir la valoración y percepción social (es decir, por diferentes actores sociales) en el ordenamiento, esta etapa no pudo ser incluida en el presente trabajo. Esto se debió a las restricciones de aislamiento social preventivo y obligatorio (ASPO) impuestas por la ocurrencia de la pandemia por Covid-19. Por dicho motivo, recién en el año 2022 se terminará de realizar los talleres necesarios para generar los mapas que incluyen las percepciones sociales (o socio-culturales) que requiere un proceso de OT. En este sentido, actualmente estamos llevando adelante un proceso participativo, en conjunto con diferentes sectores de la sociedad, con organizaciones sociales y gubernamentales.
Por este motivo, la presente publicación representa sólo la parte de Ordenamiento Ambiental del Territorio, y en una instancia posterior a esta publicación, se incorporarán los aspectos socio-culturales que requiere un OT.

Fotografía: **Laura Cavallero**

DESCRIPCIÓN Y PROBLEMATICA DEL ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en los departamentos de San Alberto, San Javier y Pocho, localizados en el noroeste de la provincia de Córdoba (Fig. 1). El área de estudio está delimitada al este por las Sierras Grandes de Córdoba, al sur por el límite con San Luis, al oeste por el límite geográfico con La Rioja y al norte con el Parque Nacional Traslasierra (Córdoba). Esta zona se caracteriza por una marcada heterogeneidad ambiental dada por un gradiente de precipitaciones descendente de este a oeste. Específicamente, en las altas cumbres de las sierras grandes la precipitación media anual alcanza más 800 mm, mientras que hacia el oeste, en el Chaco Árido, la precipitación media anual disminuye a 350 mm (límite con la pcia. de La Rioja). El coeficiente de variabilidad interanual de las lluvias es mayor a 70%. La estación húmeda se extiende de octubre a marzo, mientras que la estación seca, de abril a septiembre. La temperatura media anual es 19,5 °C (Capitanelli 1979). Además, de estacionalidad climática, el área de estudio posee una gran heterogeneidad topográfica al estar rodeada en casi toda su extensión por las sierras grandes y bajas de Córdoba, que configuran un sistema hídrico endorreico, con ríos y cauces, tanto permanentes como temporarios, y bajos salinos. Como consecuencia la vegetación incluye bosques xerófilos del chaco árido y serrano. Específicamente, en las

laderas de las sierras grandes (Chaco Serrano) se desarrollan bosques dominados por orco quebracho (*Schinopsis haenkeana*) y molle (*Lihraea molleoides*) (según exposición, altitud y latitud). En el piedemonte predominan bosques de transición de orco quebracho, tintitaco (*Prosopis torquata*) y algarrobo blanco (*Prosopis chilensis*). Hacia el oeste (Chaco Árido), los suelos más elevados (lomas) y bien drenados por lo general están ocupados por bosques dominados por quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho blanco*) y algarrobo dulce (*Prosopis flexuosa*). En zonas con mayor acumulación de humedad y suelos más finos se desarrollan algarrobales y talares (*Celtis tala* y *Celtis pallida*). Finalmente, en bajos salinos se encuentran comunidades halófilas dominadas por chañar (*Geoffroea decorticans*), jume (*Allenrolfea spp., Sweda spp.*) y cachiyuyo (*Atriplex cordobensis*) (Cabido et al. 1993, Karlin et al. 2004, Carranza 2009).

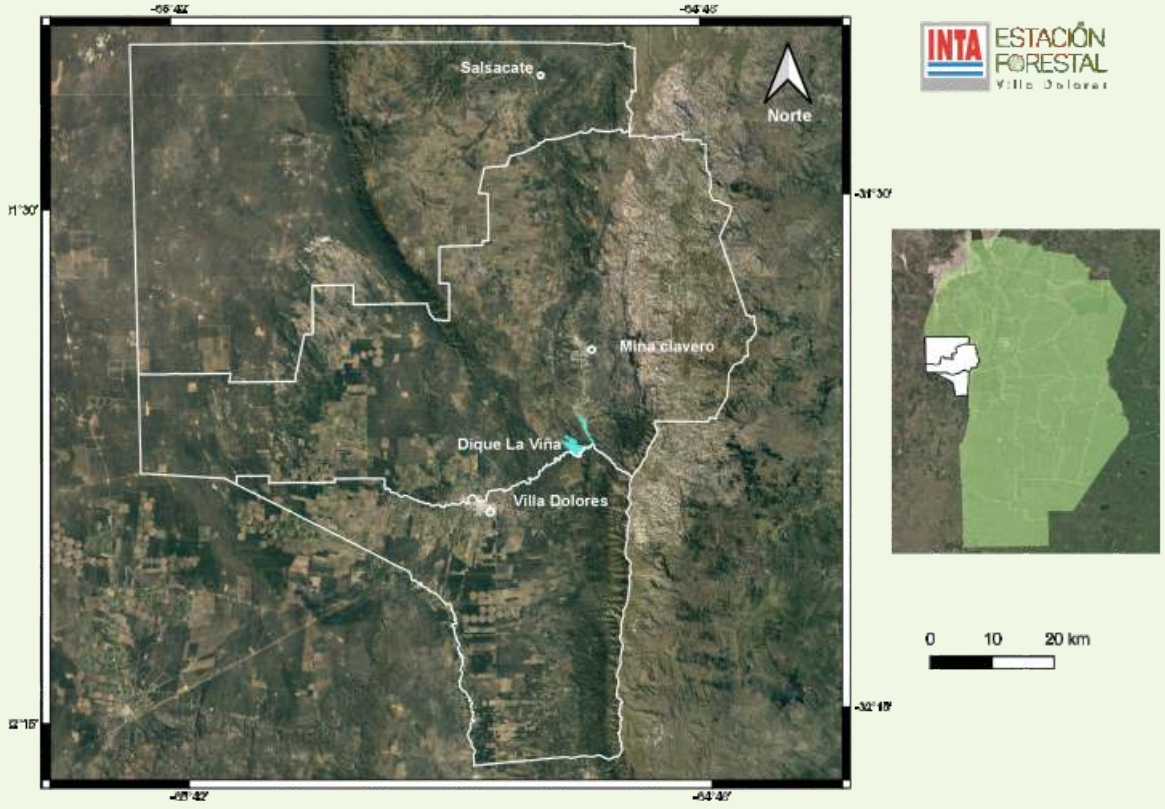


Figura 1. Área de estudio que incluye los departamentos Pocho (norte), San Alberto (centro) y San Javier (sur). Se incluye la ciudad cabecera de cada departamento.

La población total de los tres departamentos supera los 110.000 habitantes. En el Chaco Serrano y el Chaco árido, viven familias rurales que crían ganado bovino y caprino, además de realizar frutihorticultura y uso múltiple del bosque nativo (ej. extracción de leña y madera, productos forestales no madereros como miel, recolección de frutos del monte y de hierbas aromáticas y medicinales). En el centro sur de esta área, entre las ciudades de Villa Dolores (Córdoba) y el límite con San Luis, existen productores (de escala mediana y grande) de cultivos anuales (ej. papa, maíz, garbanzo) bajo riego con agua superficial (canales) o profunda (perforaciones), como así también existen zonas con implantación de pasturas megatérmicas (asociadas al desmonte), que determinan áreas con un paisaje con alto grado de intensificación agropecuaria.

Fotografía: **Pablo Heredia**

La ganadería y el aprovechamiento maderero son las principales actividades productivas asociadas a los bosques del Chaco Árido y Serrano de Córdoba. Décadas de sobreuso ganadero-forestal en interacción con sequías e incendios, han generado una gama de diferentes estados de degradación del bosque nativo, con pérdida de biodiversidad y productividad forestal de la región. Asimismo, el avance de la frontera agrícola ha generado la pérdida de grandes superficies de bosque nativo (Torrella & Adámoli 2006, Hoyos et al. 2013). Hasta el siglo XIX, los bosques del NO de Córdoba fueron sometidos al uso pastoril extensivo (Assadourian 1983; Laguens & Bonnin 1985; Tell 2008, Punta 2009). Las formaciones naturales que fueron significativamente modificadas estaban restringidas a sitios con acceso al agua y por ende con población local, indígena y luego criolla. Durante el siglo XX, el bosque chaqueño en general fue sometido a una explotación forestal drástica y masiva, forzada por un creciente sistema capitalista extra-regional (Silvetti 2012). A mediados del siglo XX, la posibilidad de riego con agua superficial provocó el desmonte y la expansión de la frontera agrícola a expensas del bosque nativo en algunos sectores del chaco árido. En otros sectores, la explotación forestal de rehache con baja intensidad fue la estrategia productiva predominante, manteniéndose el uso pastoril bovino tradicional en predios grandes, y el uso ganadero mixto bovino-caprino en predios pequeños. Desde 1990, la posibilidad de riego con aguas profundas provocó nuevamente la expansión de la frontera agrícola a expensas del bosque nativo en el extremo sur de la Región Chaqueña, mientras que en el resto del territorio se produjo una intensificación ganadera mediante inversiones extra-regionales, que provocaron desmontes selectivos y siembra de pasturas exóticas (Silvetti 2012; Carranza & Ledesma 205; Carranza 2009, Carranza & Ledesma 2013). En consecuencia, además de producirse una reducción significativa de la superficie de bosque, el sobreuso ganadero-forestal afectó significativamente la estructura y el funcionamiento de los bosques chaqueños remanentes, comprometiendo su capacidad de proveer de bienes y servicios ecosistémicos (Torrella & Adámoli 2006, Hoyos et al. 2013). En la actualidad, los últimos relictos de bosque nativo de Córdoba están localizados en el noroeste de esta provincia, y representan sólo un 3,6 % de la superficie de bosque que existía antes de la expansión agrícola-ganadera (COTBN 2009). En este sentido, el área de estudio aún posee una elevada

cobertura de bosque nativo. Específicamente, en el año 2019 los bosques ocupaban el 83 % del departamento Pocho (superficie depto.: 2.050 km²), el 60 % del departamento San Alberto (superficie depto.: 3.427 km²) y el 61 % del departamento San Javier (superficie depto.: 1.652 km²). Sin embargo, la mayoría de los bosques de estos departamentos estaban degradados. Por ejemplo, 89 % de los bosques del departamento Pocho poseía distintos niveles de degradación (bosque abierto bajo, bosque abierto, bosque cerrado) y solo el 11 % correspondió a bosques maduros. Por su parte, la proporción de superficie ocupada por bosques degradados y conservados fue de 85,5 % y 14,5 % para el departamento San Alberto. Finalmente, el departamento San Javier registró la mayor proporción de superficie ocupada por bosque maduro con respecto a la superficie ocupada por bosque abierto, bosque abierto bajo y bosque cerrado (23 % – 77 %, respectivamente) (Alaggia et al. 2020).

El valle de Traslasierra es una de las regiones con mayor crecimiento demográfico de la provincia. En algunas de sus localidades se ha duplicado la población en diez años según datos censales, y se espera que en el próximo censo esa tendencia se acentúe (Cavallero et al. 2020). Esto provocó un aumento significativo en los asentamientos urbanos a expensas de las zonas rurales y ecosistemas nativos. La sustitución de actividades económicas de los socio-ecosistemas agropecuarios por actividades relacionadas con la provisión de servicios turísticos fue promovida por políticas públicas específicas, aunque también ocurrió por falta de una regulación y ordenamiento ambiental del territorio (Silvetti 2012). Sin embargo, la falta de previsión de los efectos colaterales relacionados al desarrollo turístico y la expansión de las ciudades, puede tener efectos inesperados que generan conflictos socio-ambientales. En este sentido, la expansión urbana sin planificación estratégica, se convirtió en un factor de degradación que afectó a los ecosistemas naturales de dos maneras: (i) reemplazando los bosques nativos y ecosistemas asociados por infraestructuras habitacionales y de servicios (e.g. rutas, caminos); e (ii) incrementando la interfaz urbano-forestal, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios de origen antrópico (Argañaraz et al.,

Río de los sauces. Fotografía: **Jerónimo Vazquez**

2017; López et al. 2018). Además, el reemplazo progresivo de ecosistemas naturales por zonas urbanizadas incrementa la proporción de suelo impermeabilizado, lo cual altera la dinámica eco-hidrológica, pudiendo ocasionar inundaciones y pérdida de suelo (Barchuk et al. 2015, 2017; Jobbágy et al., 2011, 2018, 2022). Todo esto ocurre en un contexto de cambio climático, en el que se prevé un aumento en el riesgo de incendios forestales, debido a incrementos de temperatura y anomalías en el régimen de precipitaciones (ej. mayor intensidad y duración de los eventos de sequía); y de inundaciones, debido no solo a una mayor concentración y magnitud de las precipitaciones sino que también a la pérdida de cobertura boscosa (IPCC 2014, Argañaraz et al. 2017; López et al. 2018). Una mayor frecuencia e intensidad de incendios podría desencadenar la degradación de ecosistemas; por ejemplo, promoviendo la erosión del legado biofísico como la pérdida de suelo y extinción local de especies (Kitzberger et al. 2016). La progresiva degradación de los ecosistemas, con pérdida de su capacidad de proveer bienes y servicios, es una de las principales causas de migración de pobladores rurales y, por ende, de la pérdida de socio-ecosistemas agropecuarios (Kuvan, 2012; López et al., 2018).

EL CONTEXTO DE LA LEY DE BOSQUES EN ARGENTINA (LEY N° 26.331)

En Argentina, y en la provincia de Córdoba existen normativas que regulan el uso del suelo, y específicamente el uso, manejo y la conservación de bosques nativos, como son: la Ley Nacional N° 26.331 (Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos), y su respectiva Ley Provincial N° 9.814. Estas leyes exigen el ordenamiento territorial de bosques nativos (OTBN). Para realizar el OTBN la ley establece 10 criterios de sustentabilidad ambiental (CSA) (Tabla 1), con el fin de determinar diferentes categorías de conservación de los bosques (García Collazo et al. 2013, Ley 26.331). En este sentido, los CSA establecidos por la Ley 26.331 han sido un avance fundamental e innovador en la legislación argentina. De hecho, estos criterios pueden adecuarse para ser aplicados a otros ecosistemas naturales y utilizarse para realizar el ordenamiento ambiental de un territorio concreto

Tabla 1. Criterios de sustentabilidad ambiental considerados para la definición de las categorías de conservación de acuerdo a la Ley 26.331 (García Collazo et al. 2013, Ley 26.331).

CRITERIO DE SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL (CSA)	BREVE DESCRIPCION
1. Superficie	Tamaño mínimo de hábitat para mantener poblaciones de flora y fauna.
2. Vinculación con otras comunidades naturales (no boscosas)	Conservación de gradientes ecológicos completos.
3. Vinculación con áreas protegidas e integración regional	Complementariedad de las unidades del paisaje y mantenimiento de conectividad con áreas protegidas.
4. Existencia de valores biológicos sobresalientes	Especies raras o poco frecuentes.
5. Conectividad entre ecorregiones	Corredores boscosos y riparios garantizan conectividad.
6. Estado de conservación	Tipo de uso, disturbios, contexto en que está inmerso.
7. Potencial forestal	Disponibilidad actual y capacidad productiva. Determinada por estructura de bosque, renovales e individuos de valor comercial.
8. Potencial de sustentabilidad agrícola	Factibilidad de implementar agricultura a largo plazo.
9. Potencial de conservación de cuencas	Posición estratégica: protección de nacientes, bordes de cauces de agua, humedales, áreas de grandes pendientes, etc.
10. Valor que las comunidades indígenas y campesinas dan a los bosques nativos	Uso que pueden hacer del bosque para su supervivencia y mantener su cultura, considerando la situación de tenencia de la tierra.

Los procesos de OTBN en las provincias presentaron diversas anomalías (Di Pangracio 2007). Una de ellas ha sido la disímil interpretación y aplicación de los criterios de sustentabilidad previstos por la Ley de Presupuestos Mínimos, y un proceso participativo pobre o inexistente (ej. Córdoba, Corrientes, Formosa). Otra ha sido la falta de armonía entre los OTBN de provincias que comparten ecosistemas determinados, quedando estos bajo distintas categorías a uno y otro lado de los límites artificiales impuestos por el hombre (i.e. límites inter-provinciales). En este contexto, un punto clave debería ser la generación de una metodología estandarizada que permita evaluar, ordenar y zonificar los bosques de una forma más objetiva, especialmente en los paisajes naturales y/o cuencas compartidos por dos o más provincias (ver más en Di Pangracio 2007; García Collazo et al. 2013; Mónaco et al. 2020). En este sentido, la metodología propuesta en este trabajo podría aplicarse para el OTBN a nivel provincial.

BASES CONCEPTUALES DE LOS CRITERIOS UTILIZADOS EN EL ORDENAMIENTO AMBIENTAL

El presente trabajo tiene la finalidad de aportar bases conceptuales y una metodología estandarizada para el ordenamiento ambiental y territorial de los departamentos de Pocho, San Alberto y San Javier. El Ordenamiento Ambiental se basó en los criterios de sustentabilidad ambiental (CSA) establecidos en la Ley Nacional N° 26.331. Específicamente, para realizar el Ordenamiento Ambiental de Traslasierra se priorizaron y adaptaron 7 CSA (Tabla 3). Los CSA fueron adaptados para categorizar no sólo los bosques, sino que, también, toda la superficie correspondiente al área de estudio (Fig. 1), que incluye otros ecosistemas naturales, agro-ecosistemas y/o áreas bajo otro tipo de uso. Estos 7 criterios se asocian con la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios ecosistémicos clave de soporte, regulación y provisión (Tabla 2). Los criterios de superficie de bosque y de estado de conservación se relacionan principalmente con servicios de soporte (ej. capacidad de brindar hábitat para las especies y de stock de carbono) y de regulación (ej. a mayor tamaño del parche de bosque, y mejor estado de conservación, mayor capacidad de fijar carbono, de regulación eco-hidrológica y micro-climática). Además, los bosques proveen bienes madereros (leña y madera) y no madereros (ej. miel, frutos del monte y especies aromáticas). En el caso de 'sitios ecológicos' (sensu Bestelmeyer et al. 2017) de pastizales naturales, estos proveen forraje para la producción ganadera. Los criterios de vinculación de comunidades y ecorregiones se asocian directamente con el servicio de soporte de hábitat para la biodiversidad, pero también con el de regulación ya que promueven el flujo génico entre ecosistemas, dado que se relaciona con la conectividad y regulación de metapoblaciones. El criterio de valores sobresalientes se asocia específicamente con la provisión de hábitat para la biodiversidad (ej. especies clave y/o endémicas). Por su parte el criterio de potencial de conservación de cuencas se asocia esencialmente con la capacidad de regulación eco-hidrológica de los ecosistemas (ej. regulación de sequías e inundaciones, purificación de agua, control de erosión), pero también con la capacidad de brindar servicios de agua dulce para tanto consumo humano como para la producción agropecuaria (ej. para ganado y riego) (Tablas 2 y 3). La aplicación de estos 7 criterios nos permitió zonificar la región en base a las restricciones que impone el ambiente frente a la intensificación agropecuaria y/o al cambio de uso del suelo, en base a su fragilidad (o susceptibilidad a ser degradados) y capacidad de proveer servicios ecosistémicos (Pörtner, et al. 2022). Finalmente, se generó un Sistema de Información Geográfica (SIG) que incluye un mapa 'indicador' para cada criterio (i.e., 7 mapas indicadores de CSA). Cada mapa indicador se generó como resultado de la integración de información proveniente de distintas fuentes (Tabla 3).

Tabla 2. Definición de los criterios utilizados para el ordenamiento ambiental de los departamentos Pocho, San Alberto y San Javier. Criterios priorizados; correspondencia con los CSA establecidos en la Ley 26.331; información de base que se utilizó para espacializar la información requerida en cada criterio; y producto que se generó para cada CSA.

CRITERIO PRIORIZADO	CSA LEY 26.331	INFORMACIÓN DE BASE	PRODUCTO GENERADO
1- Potencial de conservación de cuencas: consiste en determinar la existencia de áreas que poseen una posición estratégica para la conservación de cuencas hídricas y para asegurar la provisión de agua en cantidad y calidad necesarias. En este sentido tienen especial valor las áreas de protección de nacientes, bordes de cauces de agua permanentes y transitorios, y las áreas de recarga de acuíferos, los sitios de humedales o Ramsar.	Se adaptó del CSA 9 (ver más en Tabla 1).	Mapa de cuencas hídricas y vías de escurrimiento. Mapa de cursos y cuerpos de agua.	-Fajas de protección y amortiguación a la vera de los cursos y cuerpos de agua con ancho variable dependiendo del caudal, tipo de curso de agua y superficie de la cuenca de capación.
2- Regulación de la erosión hídrica: consiste en determinar la existencia de áreas con pendientes elevadas y que poseen una posición estratégica para la regulación hidrológica y el control de la erosión. En este sentido tienen especial valor las áreas con pendientes superiores al 5%, que tienen alto riesgo de erosión hídrica.	Se adaptó del CSA 9 (ver más en Tabla 1).	Modelo Digital de Elevación del terreno (DEM). Mapa con curvas de nivel y de pendientes.	- Clasificación del territorio en función de su pendiente (%).
3- Superficie de bosque: es el tamaño mínimo de hábitat disponible para asegurar la supervivencia de las comunidades vegetales y animales. Esto es especialmente importante para las grandes especies de carnívoros y herbívoros.	Se adaptó del CSA 1 (ver más en Tabla 1). Se estimó solo para los parches de bosque porque se considera que son la unidad de vegetación que puede brindar mayor cantidad de bienes y servicios ambientales.	Mapa de vegetación 2019.	- Mapa de categorización de fragmentos de bosque en función de su superficie.
4- Estado de conservación: la determinación del estado de conservación de un parche implica un análisis del uso al que estuvo sometido en el pasado y de las consecuencias de ese uso para las comunidades que lo habitan. De esta forma, la actividad forestal, la transformación del bosque para agricultura o para actividades ganaderas, la cacería y los disturbios como el fuego, así como la intensidad de estas actividades, influyen en el valor de conservación de un sector, afectando la diversidad de las comunidades animales y vegetales en cuestión. También se contempla si existen elementos de los sistemas naturales caracterizados por ser raros o poco frecuentes, otorgando al sitio un alto valor de conservación (ej. endemismos).	Se adaptó del CSA 6 (ver más en Tabla 1) y se estimó para todos los tipos de vegetación dentro del área de estudio.	Mapa de vegetación 2019. Curvas de nivel, para determinar la vegetación potencial en función de los pisos altitudinales de vegetación descriptos para la zona.	- Mapa del estado de conservación de la vegetación (dependiendo de la vegetación potencial determinada por la ubicación en el paisaje).
5- Existencia de valores biológicos sobresalientes: son elementos de los sistemas naturales caracterizados por ser raros o poco frecuentes, otorgando al sitio un alto valor de conservación.	Se adaptó del CSA 4.	Localización de bosques de tabaquillo y orco quebracho como especies clave.	Mapa de bosques de tabaquillo y orco quebracho.

CRITERIO PRIORIZADO	CSA LEY 26.331	INFORMACIÓN DE BASE	PRODUCTO GENERADO
6- Vinculación con áreas protegidas existentes, conectividad entre ecorregiones e integración regional: La ubicación de parches de bosque cercanos o vinculados a áreas protegidas de jurisdicción nacional o provincial como así también a Monumentos Naturales, aumenta su valor de conservación, se encuentren dentro del territorio provincial o en sus inmediaciones. Se priorizan los corredores boscosos y riparios que garantizan la conectividad entre reservas y ecorregiones, permitiendo el desplazamiento de determinadas especies.	Se adaptó de los CSA 3 y 5 (ver más en Tabla 1).	Mapa de estado de conservación de la vegetación 2019. Mapa de Áreas Naturales Protegidas. Mapa de cursos y cuerpos de agua superficiales. Mapa de caminos y manchas urbanas.	- Mapa de Corredores ecológicos: entre Áreas Naturales Protegidas; y/o entre la Ecorregión del Chaco Árido con la Ecorregión del Chaco Serrano y con los pastizales de las altas cumbres.
7- Vinculación con otras comunidades naturales: Determinación de la vinculación entre un parche de bosque y otras comunidades naturales con el fin de preservar gradientes ecológicos completos. Este criterio es importante dado que muchas especies de aves y mamíferos utilizan distintos ecosistemas en diferentes épocas del año en búsqueda de recursos alimenticios adecuados.	Se adaptó del CSA 2 (ver más en Tabla 1). Se estimó la vinculación entre parches de bosque y otras comunidades naturales debido a que la mayor parte de la vegetación natural potencial del área de estudio son bosques.	Mapa de vegetación 2019.	- Mapa de zonas de amortiguación alrededor de los fragmentos de bosque.

Tabla 3. Criterios de Sustentabilidad Ambiental y su relación con la provisión de Servicios Ecosistémicos (adoptado de Millennium Ecosystem Assessment 2005 y Pörtner, et al. 2022). Se indican las principales relaciones de cada criterio con los servicios de soporte, regulación y provisión (+ indica contribución).

CRITERIO DE SUSTENTABILIDAD AMBIENTAL (CSA)	SERVICIOS ECOSISTÉMICOS AL QUE APORTA EN MAYOR MEDIDA		
	SOPORTE	REGULACIÓN	PROVISIÓN
1. Superficie.	+	+	+
2. Vinculación con otras comunidades naturales (no boscosas).	+	+	
3. Vinculación con áreas protegidas e integración regional.	+	+	
4. Existencia de valores biológicos sobresalientes.	+		
5. Conectividad entre ecorregiones.	+	+	
6. Estado de conservación.	+	+	+
9. Potencial de conservación de cuencas a)- Buffer en cuerpos de agua b)- Pendiente (y riesgo de erosión)		+	+

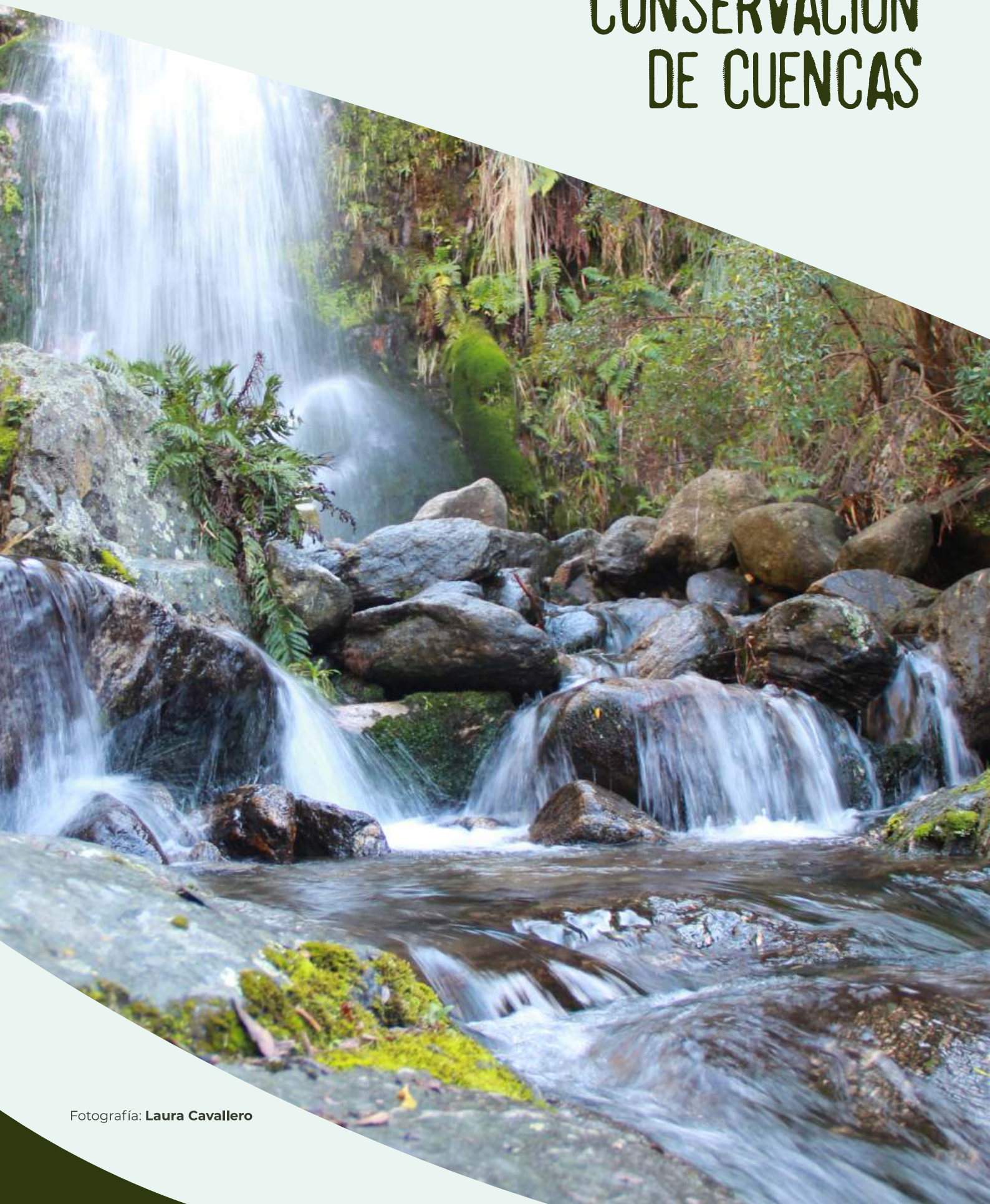
Cabe aclarar que no se consideraron los CSA 7 (potencial de sustentabilidad agrícola) y 8 (potencial forestal) debido a la falta de información de base, o a que la información disponible tiene muy baja resolución (mapa de aptitud de uso de suelo, ej. INTA 2012) y no posee variabilidad dentro del área de estudio, por lo que no agrega información al mapa final. Respecto al criterio 10 (Valor que las comunidades indígenas y campesinas dan a los bosques nativos) es necesario avanzar en una instancia participativa en la cual se prevé que participen todas las organizaciones y actores sociales del área de estudio, y cuya organización estaría a cargo de los órganos administrativos correspondientes (Municipios y Comunas). Finalmente, los 7 mapas indicadores de cada CSA (Tabla 2) se integraron en un Modelo Multicriterio que permitió zonificar al área de estudio en base a:

I. / Prioridad de conservación por su valor biológico y/o por su capacidad de brindar servicios ecosistémicos (e.g. bosques de tabaquillo, cabeceras de cuenca).

II. / Riesgo de degradación ambiental por su fragilidad ecosistémica (e.g. ecosistemas riparios, y zonas con pendientes elevadas).

La información de base se obtuvo a partir de: (i) relevamientos a campo sobre atributos biofísicos, tales como: vegetación, estado de degradación, posición en el paisaje y susceptibilidad a la erosión o nivel de erosión de suelo, relieve y topografía (e.g. pendiente, exposición de la ladera), (ii) revisión bibliográfica sobre pisos altitudinales de la vegetación, distribución de las especies seleccionadas como valor biológico sobresaliente, funcionalidad y servicios ambientales que proveen los diferentes ecosistemas de Traslasierra; y (iii) herramientas analíticas disponibles (e.g. Modelo Digital de Elevación de terreno -MDE-, curvas de nivel, cursos y cuerpos de agua, etc.). Se realizaron más de 300 relevamientos de campo que se utilizaron para validar y aumentar la precisión de los mapas de vegetación mediante el manejo de programas de teledetección y SIG (QGIS, Google Earth Engine) para obtener los mapas indicadores de cada CSA. A continuación, se especifican, para cada criterio por separado, los antecedentes (asociados a la fundamentación de la importancia de cada criterio), los métodos utilizados para obtener el mapa indicador para cada criterio, y los resultados (mapas).

POTENCIAL DE CONSERVACIÓN DE CUENCAS



Fotografía: **Laura Cavallero**

1. POTENCIAL DE CONSERVACIÓN DE CUENCAS

1.1 ANTECEDENTES

El agua que se utiliza para consumo domiciliario y para la producción proviene de la lluvia que es captada por las cuencas hidrográficas. Así, una cuenca hidrográfica es el área de captación o área de terreno de donde provienen y se recargan las aguas de un río, quebrada, lago, laguna, humedal, estuario, embalse, acuífero, manantial o pantano, así como también, las napas de agua subterránea o acuíferos. Los suelos (y los ecosistemas que sustentan) en las cuencas hidrográficas se pueden comparar con una esponja. Estos absorben una gran cantidad de agua de lluvia en un corto período de tiempo y luego la van liberando poco a poco. De esta manera los suelos (y los ecosistemas que en ellos se desarrollan) regulan y mantienen permanentemente a los ríos y quebradas con agua aún en períodos secos. La vegetación natural contribuye a mantener la funcionalidad de las cuencas hidrográficas. De hecho, la vegetación natural suaviza o amortigua el impacto que producen las gotas de lluvia cuando caen sobre el suelo, además aumenta la infiltración y regula la evaporación. La hojarasca o mantillo que cubre el suelo absorbe energía de la escorrentía y reduce la erosión. El suelo filtra el agua y la purifica. Las rocas y los árboles caídos en el cauce de un río, desaceleran la velocidad del agua y ayudan a retener los sedimentos. Cuando la vegetación es removida en las nacientes de los ríos y arroyos, el agua de lluvia se escurre rápidamente hacia la parte baja de la cuenca, por lo que diminuye la capacidad de retención de agua. Es por ello que la protección de las nacientes de los ríos y de los humedales (suelo y vegetación) es fundamental para regular la dinámica hidrológica. La regulación eco-hidrológica es crucial en provincias como Córdoba (2° provincia económicamente más importante de Argentina) en dónde la población (y sus economías) depende casi exclusivamente de los ríos y arroyos que se originan en el sector serrano. Estos cursos de agua dependen en gran medida de las lluvias orográ-

Cascada serrana en La Población. Fotografía**: Laura Cavallero**

ficas que caen en las altas cumbres (sierras grandes de Córdoba), y que sus humedales y bosques retienen y regulan su flujo (Paruelo et al. 2011; Jobaggy et al. 2013; Pyszczek 2015).

Proteger las riberas de los cursos y cuerpos de agua mediante zonas de amortiguamiento es esencial para mantener la funcionalidad de las cuencas hidrográficas (Bentrup 2008). Las zonas de amortiguamiento son áreas, generalmente bordes que cumplen un rol crucial en la conservación de ecosistemas y en la funcionalidad ecológica de paisajes. Estas zonas se delimitan para ser utilizadas como protección de ecosistemas sensibles en un paisaje (p. ej.: humedales, cursos de agua, reservas para fauna silvestre, relictos de bosques en una matriz de cultivo o pasturas), poseen numerosos beneficios y cumplen diferentes funciones dentro del paisaje (Tabla 4).

Tabla 4. Funciones de las zonas de amortiguación (Buffers) para la conservación (Extraído de: Bentrup 20082).

COMPONENTES CLAVE Y OBJETIVOS	FUNCIONES DE UNA ZONA DE AMORTIGUAMIENTO
CALIDAD Y CANTIDAD DEL AGUA	
Reducir la erosión y escorrentía que produce pérdidas de suelo, sedimentos, nutrientes y materia orgánica. Reducir, retener y/o filtrar contaminantes del agua de escorrentía y del viento	Desacelerar el agua de escorrentía y mejorar la infiltración. Estabilizar el suelo Reducir la erosión de riberas Atrapar contaminantes en la escorrentía superficial. Filtrar y/o retener contaminantes en el flujo sub-superficial.
BIODIVERSIDAD	
Mejorar el hábitat terrestre Mejorar el hábitat acuático	Aumentar el área de hábitat. Proteger hábitat frágil. Restaurar la conectividad entre parches de hábitats. Aumentar el acceso a recursos naturales. Proyectar sombra sobre cursos de agua (para mantener microclima). Hacer de corta viento o barrera térmica y ambiental entre cursos de agua y la matriz circundante. Funcionar como “filtro” ambiental de los cursos de agua.
SUELOS PRODUCTIVOS	
Reducir la erosión del suelo Aumentar la productividad del suelo	Reducir la energía del agua de escorrentía como agente erosivo. Reducir la energía eólica del viento como agente erosivo. Establecer barreras y estabilizar los suelos. Mejorar la calidad del suelo (en cuanto a estructura y fertilidad). Filtrar, retirar y/o retener contaminante del suelo proveniente s de zonas aledañas.
OPORTUNIDADES ECONÓMICAS	
Proveer fuentes de ingreso. Aumentar la diversidad económica. Aumentar el valor económico.	Generar productos comercializables con menor consumo de energía. Proveer fuentes de energías alternativas. Proveer ingresos por otros usos agropecuarios, forestales y turísticos-recreacionales. Aumentar el valor de la propiedad. Aumentar el valor de los productos comercializables por provenir de zonas ambientales sustentables. Prestar otros servicios ecosistémicos.
PROTECCIÓN Y SEGURIDAD	
Proteger contra el viento, nleve y tormentas. Aumentar control biológico de plagas. Regular y proteger contra inundaciones. Crear ambientes más seguros y estables	Reducir energía eólica y frenar posibles avalanchas de nieve o aludes. Modificar el microclima. Mejorar el hábitat para predadores naturales de plagas. Reducir los niveles del agua de crecidas de ríos y arroyos, y frenar la erosión. Reducir el efecto de sequías y reducir otros riesgos ambientales.
ESTÉTICA PAISAJÍSTICA Y CALIDAD VISUAL	
Mejorar la calidad visual-paisajística Regular niveles de ruidos. Controlar los contaminantes del aire y olores	Mejorar la heterogeneidad visual-paisajística. Ocultar vistas indeseables. Atenuar ruidos indeseados (ej. de maquinaria, transito, ciudades). Filtrar contaminantes del aire y olores que provienen de zonas urbanas y actividad antrópica (como fumigaciones, motores de combustión, industrias, etc.). Separar las actividades humanas de zonas naturales-recreacionales.
RECREACIÓN AL AIRE LIBRE	
Promover recreación basada en naturaleza. Utilizar zonas de amortiguamiento como senderos recreativos.	Aumentar la superficie de áreas naturales. Proteger las áreas naturales. Promover corredores naturales para la circulación, recreación y actividades deportivas. Mejorar la experiencia recreativa al aire libre.

[2]Referencia de base: Bentrup G. (2008). Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors, and greenways. Informe Técnico General SRS-109. Asheville, NC: Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p.

1.2 MÉTODOS

Para generar el mapa indicador de este criterio, los cursos y cuerpos de agua que atraviesan el área de estudio se clasificaron en función de la superficie de la cuenca de de captación y el tipo de flujo del curso de agua o permanencia del cuerpo de agua (Tabla 5). Los ecosistemas lóticos (cursos de agua) y lénticos (cuerpos de agua) se diferenciaron en 4 clases, según la metodología descripta en Cavallero et al. (2018). Las clases se establecieron en base a bibliografía internacional y estándares internacionales (ver más en: Gayoso et al. 2000; Pineda Gonzalez 2017; FAO s/año).

Tabla 5. Clases de ecosistemas lóticos según la superficie de la cuenca que aporta a dicho curso de agua y tipo de permanencia temporal del flujo; y *clases de ecosistemas lénticos* según la superficie del cuerpo de agua y la permanencia temporal del mismo.

CLASE	ECOSISTEMAS LÓTICOS (Ej. Ríos, Arroyos)		ECOSISTEMAS LÉNTICOS (EJ. Lagos, Lagunas)	
	SUPERFICIE DE LA CUENCA DE APORTE	TIPO DE FLUJO	SUPERFICIE DE CUERPO DE AGUA	PERMANENCIA TEMPORAL
1	> 2000 ha	Permanente	> 1500 ha	Permanente
2	> 200-2000 ha	> 6 meses al año	500-1500 ha	> 6 meses al año
3	> 20-200 ha	< 6 meses al año	50-500 ha	< 6 meses al año
4	< 20 ha	Flujo de agua luego de una lluvia	< 150 ha	Flujo de agua luego de una lluvia

Mediante el complemento “r.watershed” del software GRASS se trabajó con un MDE de 30 metros de resolución espacial a partir del cual se detectaron las cuencas y vías de escurrimiento presentes en el área de estudio. En función de las clases descriptas en la Tabla 5, se definió el tamaño mínimo que debe tener la cuenca externa o naciente, es decir el número de celdas (píxeles) que aportan agua hacia un determinado punto del terreno, en el cual se forma una vía de escurrimiento. Cuanto menor sea el tamaño de la cuenca, mayor detalle tendrá la red de drenaje. En función de la proyección cartográfica utilizada, se calculó el número de pixeles que debían tener las cuencas para clasificarlas en función de la superficie de captación (Tabla 6).

Tabla 6. Clase de cursos o cuerpos de agua en función de la superficie de captación de la cuenca en hectáreas y pixeles

CLASE	TAMAÑO DE CUENCA	
	SUPERFICIE EN HECTÁREAS	PÍXELES
1	> 2000	> 24700
2	201-2000	2470-24699
3	21-200	247-2469
4	< 20	< 247

Debido a errores de geolocalización del MDE, las vías de escurrimiento resultantes fueron corregidas mediante interpretación visual a partir de imágenes de alta resolución espacial (Spot de 1.5 mts y Google Earth), eliminando superposición de vectores y fusionando las vías de escurrimiento de clase 3 y 4 con las de clases superiores (Fig. 2).

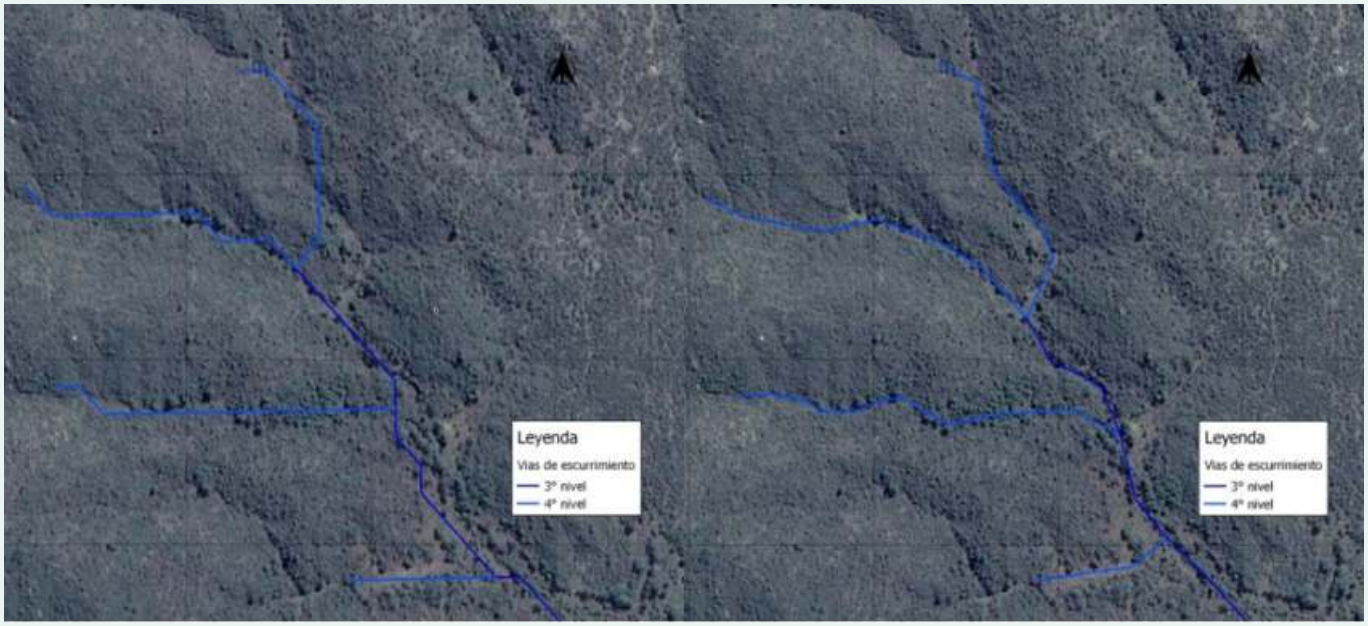


Figura 2. Vías de escurrimiento resultantes del procesamiento en GRASS sin corregir (izquierda) y corregidas manualmente (derecha).

Una vez finalizado el procedimiento de corrección de las vías de escurrimiento de clase 3 y 4, se superpusieron las vías de escurrimiento de clase 1 y 2, y utilizando estas capas como guía se modificaron las vías de clase 3 y 4 cuando fue necesario (Fig. 3).

Figura 3. Corrección de la clase de las vías de escurrimiento. Izquierda: "Arroyos_3 y 4" superpuestos con las capas de vías de escurrimiento de clase 1 y 2. Derecha: Vías de escurrimiento con su clase corregida.

Para la delimitación del cuerpo de agua léntico, correspondiente al embalse Medina Allende (dique La Viña y dique derivador de Boca de Río) se utilizó una imagen satelital Landsat 7 ETM. El proceso se realizó mediante un método de clasificación no supervisado (Isodata) y a partir de árboles de decisión aplicados al índice NDWI (Normalized Difference Water Index). La fecha seleccionada corresponde a la cota máxima de los últimos 10 años (11/01/2002). Datos relevados a parir de los registros de cota del Organismo Regulador de Seguridad de Presas (2010). Una vez clasificados los cursos y cuerpos de agua del área de estudio, a cada cauce o cuerpo de agua se le asignó un área de amortiguamiento (buffer, en inglés) a ambos lados del curso o cuerpo de agua (a partir de la cota máxima del curso o cuerpo de agua), cuyo ancho depende de la clase (ver más en Gayoso et al. 2000; Pineda Gonzalez 2017; FAO s/n). El área de amortiguamiento se dividió en dos: una **zona de**

conservación (Zona de reserva de ribera –**ZRR**-) y, una **zona de manejo sustentable** (Zona de Manejo del Cauce o Cuerpo de agua **-ZMC-**). El ancho mínimo de la **ZRR** y de la **ZMC** se estableció en base a revisión bibliográfica de estándares internacionales (Tabla 7).

Tabla 7. Según las clases de cauces o cuerpos de agua determinadas en la Tabla 5, se define a ambos lados del mismo una Zona de Reserva de Ribera (ZRR) y una Zona de Manejo de Cauce o de ribera (ZMC) aledaña (según Gayoso et al. 2000; Pineda Gonzalez 2017; FAO s/año).

CLASE	Ancho ZRR (metros) [1]	Ancho ZMC (metros) [2]
1	60	60
2	45	45
3	30	30
4	15	15

[1]Área de amortiguamiento que se fija a partir del borde del cauce (en su máximo caudal) y a cada lado del curso de agua, es una zona destinada a conservación de ecosistemas naturales, en dónde se prioriza la restauración ecológica con especies nativas, y admitirían actividades de bajo impacto (ej. recreacional, apicultura, entre otros). // [2]Área de amortiguamiento que se establece a continuación de cada borde externo de la ZRR, y admitiría (además de las actividades de restauración y bajo impacto mencionadas en [1]) actividades con bajo nivel de intervención (sin remoción de la cobertura de especies nativas), por ejemplo: ganadería de bajo impacto en ecosistemas naturales, extracción de leña y madera de bajo impacto, cosecha de especies nativas, producción de miel.

Como manejo complementario en zonas con pastoreo, para conservar las ZRR se recomienda cercar los bordes de los cauces y generar pasos o accesos al agua para el ganado o instalar bebederos con agua proveniente del curso o cuerpo de agua (Fig. 4). En las ZMC se puede permitir el pastoreo de corta duración. El pastoreo no debería ocurrir cuando el suelo está húmedo, cuando las plantas están emergiendo, durante la producción de semillas, o cuando la cobertura vegetal está limitada o estresada por condiciones de sequía (Bentrup 2008).

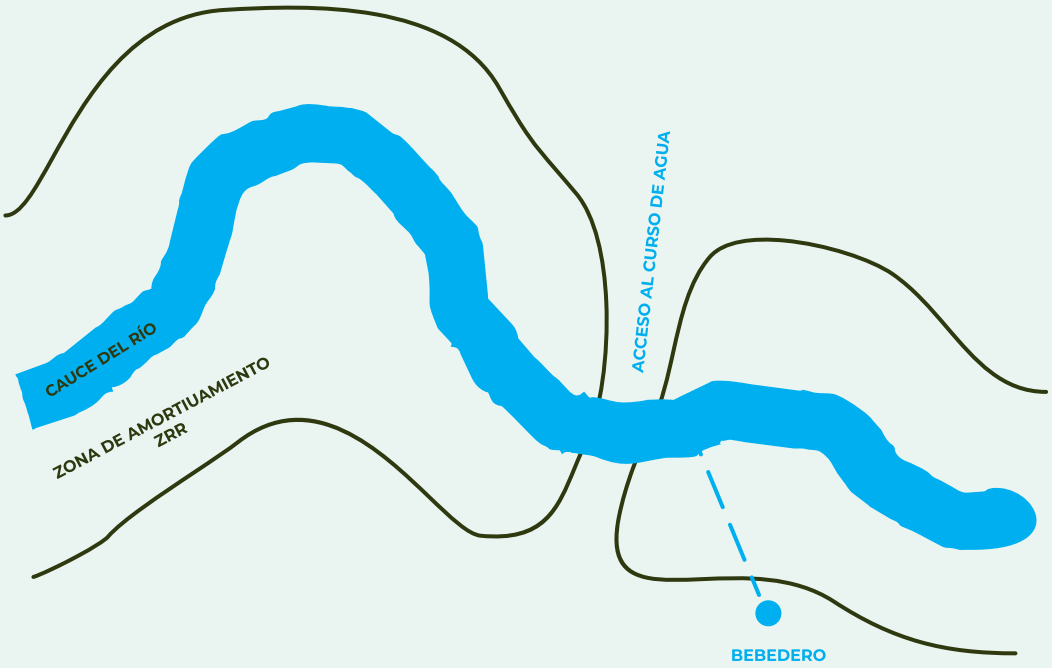


Figura 4. Esquema de posibles ubicaciones y diseños de acceso al agua o de aguadas por fuera de los bordes (buffers) de las áreas de amortiguamiento ZRR (la línea negra continúa bordeando el cauce representa un alambrado que excluye al ganado de la ZRR). En general se recomienda tener pocos sectores con acceso directo al agua (sólo si es necesario y en lugares estratégicos que también permite el cruce de un lado al otro del río), y por el contrario se recomienda la instalación de más bebederos (sin acceso directo del ganado al cauce del río), para que no haya un impacto directo del ganado (ya sea por tránsito excesivo o por deposiciones de bostas y orina directamente sobre el cauce).

Importancia de la vegetación ribereña en retener el suelo y amortiguar crecidas repentinas.
Fotografía: **Laura Cavallero**

1.3 RESULTADOS Y RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS:

Los departamentos de Pocho, San Alberto y San Javier son atravesados por numerosos cursos de agua de diferentes clases (Tabla 5). Específicamente, el noreste del departamento Pocho (Fig. 5) y el este de los departamentos San Alberto y San Javier (Figs. 6, 7) poseen una posición estratégica dentro de la cuenca hídrica. Por este motivo, un 8,8 % de la superficie del departamento Pocho debería ser conservada, con el fin de asegurar la provisión de agua de calidad y en cantidad suficiente para los asentamientos ubicados cuenca abajo, ya sean urbanos o rurales. Específicamente, en función del mapa indicador del criterio 1 se recomienda que 14.822 ha próximas a las riberas de los cursos de agua permanentes o temporarios sean destinadas a la conservación mediante la creación de Zonas de Reserva de Ribera (ZRR, Fig. 5). Además, se sugiere que las ZRR estén rodeadas por fajas de amortiguación, afectando un 4,2 % de la superficie del territorio a Zonas de Manejo Sustentable (ZMC, Fig. 5). Por otra parte, el departamento de San Alberto es el que posee mayor densidad de cursos de agua. En este caso se sugiere la conservación de un 18 % de la superficie (61.945 ha), destinando un 9,6% a ZRR y un 8,3 % a ZMC (Fig. 6). Finalmente, el 9,3% de la superficie del departamento San Javier debería destinarse a la conservación para asegurar la provisión de agua en cantidad y de calidad. Esta superficie está concentrada al este del departamento. El 4,8% del departamento debería destinarse a ZRR, mientras que el 4.4% a ZMC (Fig. 7).

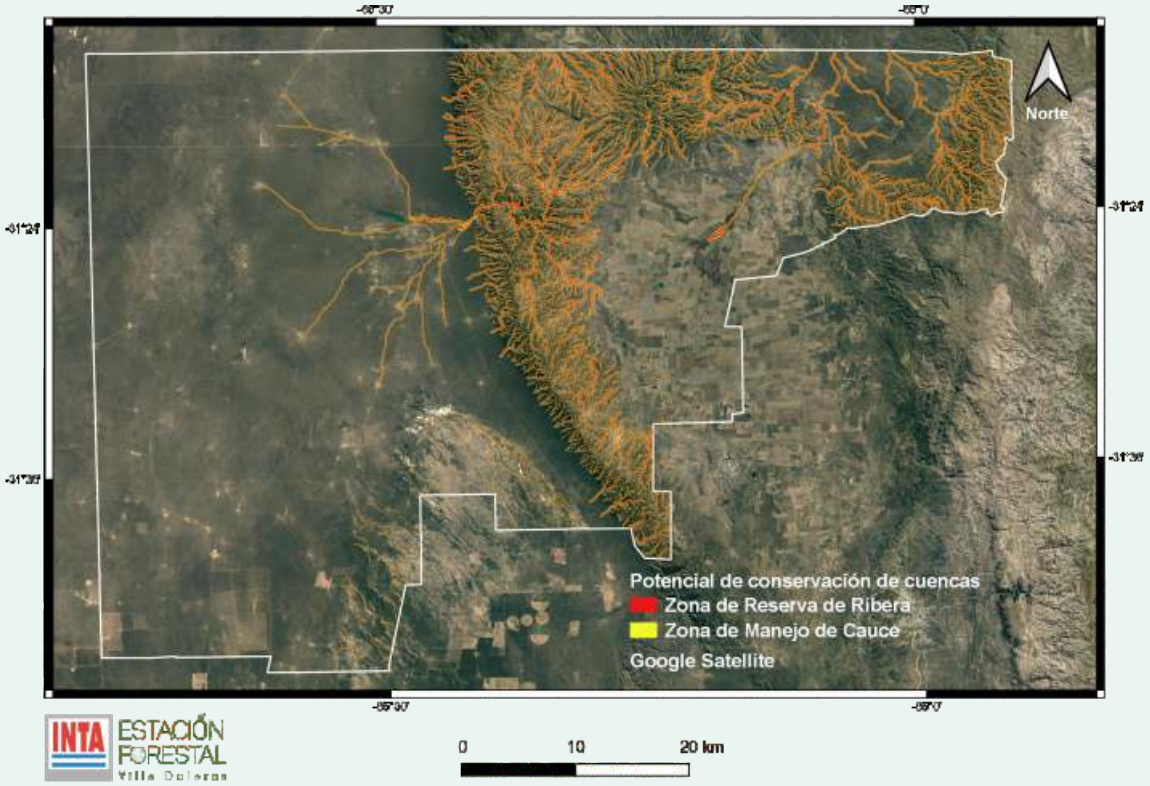


Figura 5. Criterio 1 - Departamento Pocho. Potencial de conservación de cuencas en base a la superficie de captación de aguas y al flujo de los cursos y cuerpos de agua. La ZRR se visualiza en color rojo y la ZMC se visualiza en color amarillo. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

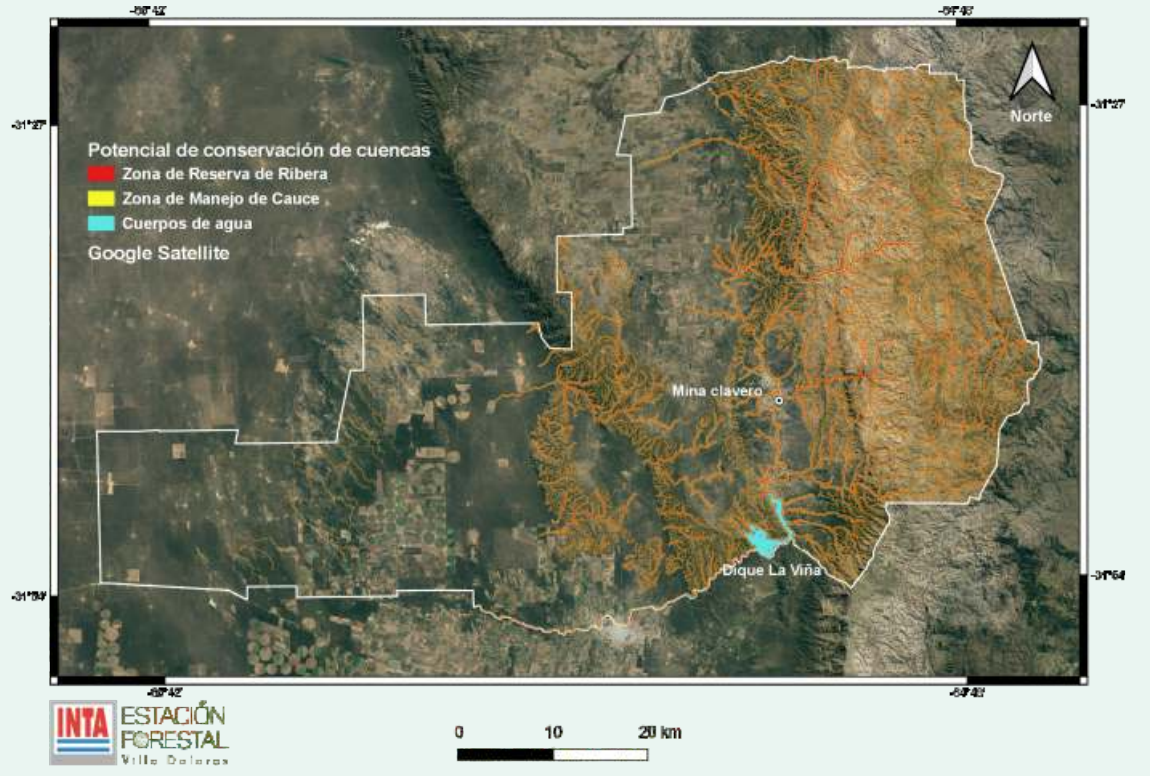


Figura 6. Criterio 1 - Departamento San Alberto. Potencial de conservación de cuencas en base a la superficie de captación de aguas y al flujo de los cursos y cuerpos de agua. La ZRR se visualiza en color rojo y la ZMC se visualiza en color amarillo.
Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

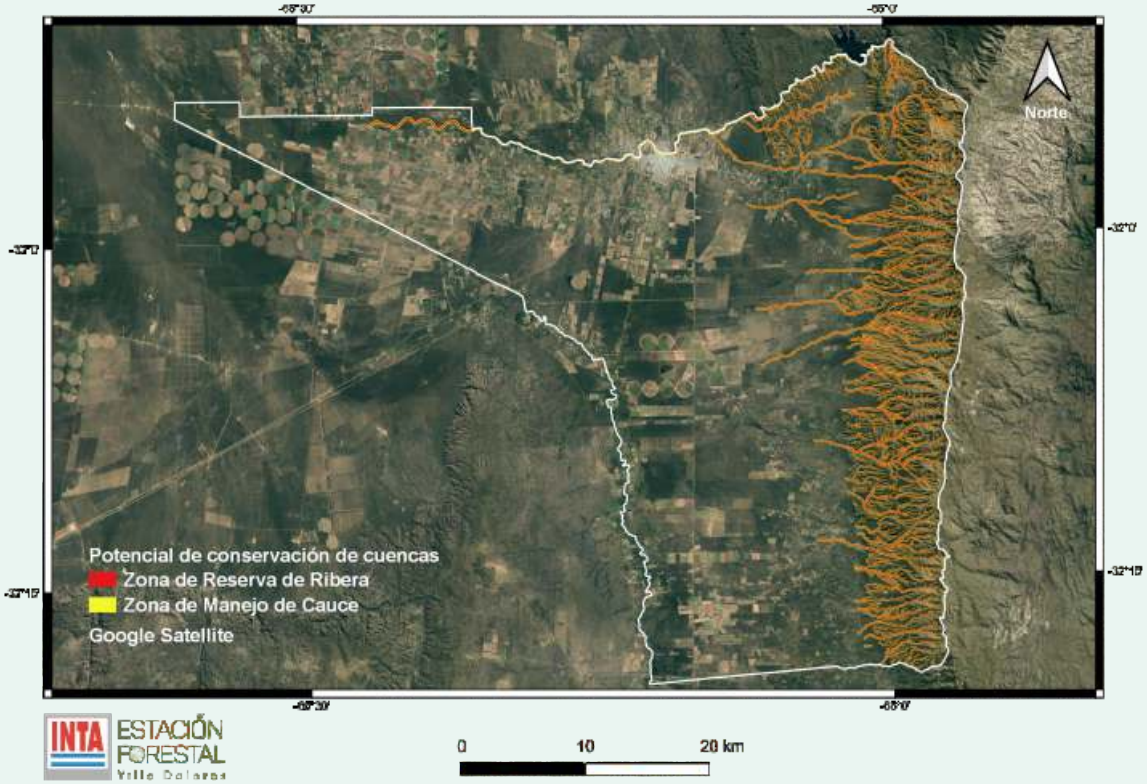
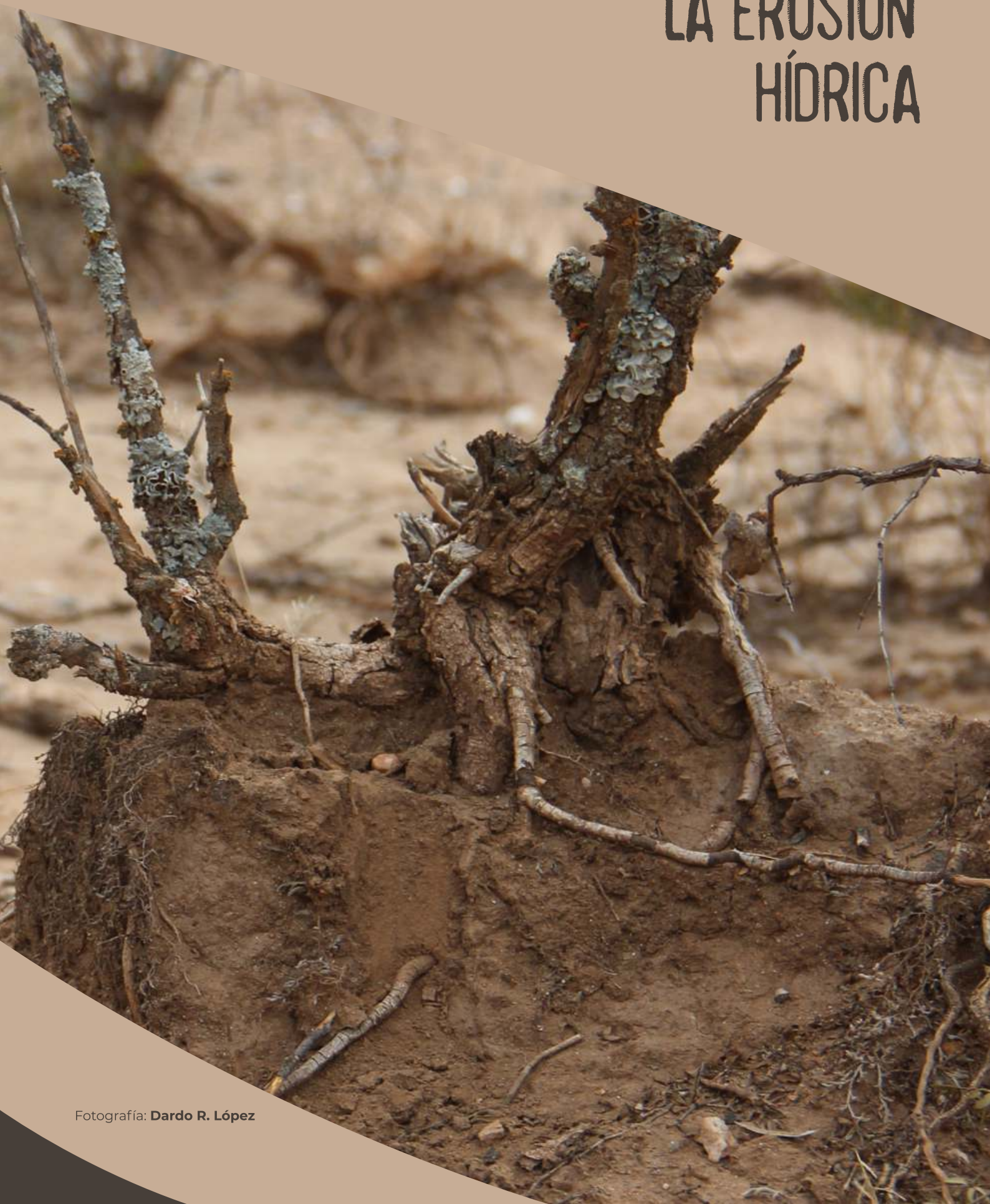


Figura 7. Criterio 1 - Departamento San Javier. Potencial de conservación de cuencas en base a la superficie de captación de aguas y al flujo de los cursos y cuerpos de agua. La ZRR se visualiza en color rojo y la ZMC se visualiza en color amarillo. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

SUSCEPTIBILIDAD A LA EROSIÓN HÍDRICA

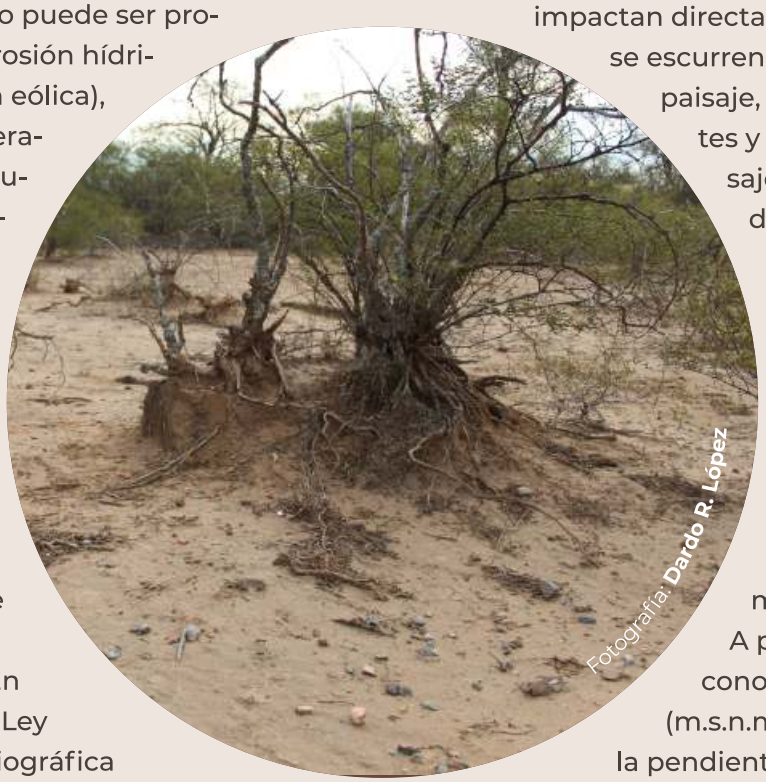


Fotografía: **Dardo R. López**

2. SUSCEPTIBILIDAD A LA EROSIÓN HÍDRICA

2.1 ANTECEDENTES

Cuando la tierra no está sujeta por las raíces de las plantas, puede verse fácilmente arrastrada por el viento o el agua. La erosión es la pérdida de la capa superior del suelo, que es la porción más fértil. Este proceso puede ser provocado por el agua (erosión hídrica) o el viento (erosión eólica), e implica que los minerales, nutrientes y partículas del suelo son arrastrados y se depositan en otros lugares del paisaje o de la cuenca. Cuando el suelo está cubierto por vegetación, captura, almacena y filtra el agua de lluvia, por lo que es menos susceptible a la erosión hídrica o eólica. En cambio, cuando está descubierto las gotas de lluvia impactan directamente sobre el suelo, se escurren hacia otras partes del paisaje, arrastrando nutrientes y sedimentos. Los paisajes con relieve ondulado y montañoso son más susceptibles a la erosión hídrica ya que la velocidad cinética del agua (y



Fotografía: **Dardo R. López**

2.2 MÉTODOS

Para generar el mapa indicador de este criterio, el área de estudio se clasificó según su pendiente. En base al criterio 9 de la Ley 26.331 y a revisión bibliográfica (FAO 1993, 2016) se determinaron 4 clases de pendiente que se asocian con la susceptibilidad del terreno a sufrir erosión hídrica. La clasificación de pendientes se realizó mediante un Modelo Digital de Elevación (MDE) del terreno de 30 metros de resolución espacial. No obstante, para el área de lomas y bajos alineados (localizada al suroeste del departamento Pocho y al oeste del departamento San Alberto, Cabido et al. 1993) se trabajó con un MDE de 12 metros de resolución, ya que el MDE de 30 metros no reflejaba la heterogeneidad topográfica de esa área en particular. El MDE es un producto raster obtenido mediante el uso de radar, que indica la altura del terreno en metros sobre el nivel del mar y permite una representación tridimensional de la topografía (altimetría y/o batimetría). A partir del MDE, al conocer la altimetría (m.s.n.m.) se puede calcular la pendiente píxel a píxel. En este trabajo se utilizaron los MDE georreferenciados de Aster GDEM (https://asterweb.jpl.nasa.gov/gdem.asp) descargados desde Earth Explorer (https://earthexplorer.usgs.gov/).
El MDE se corrigió y suavizó mediante un análisis de vecindario “ventana móvil “(r.neighbors, en QGIS), con una ventana de barrido de 5x5 píxeles. La pendiente se calculó en porcentaje, con la herramienta raster de análisis del terreno. En dicho producto, cada píxel posee un determinado valor de pendiente[1] que puede variar entre 0 y superar el 100%. Por lo tanto, para generar un mapa de áreas homogéneas con diferentes clases de pendiente se realizó un árbol de decisión asignando diferentes rangos

[1] *Una pendiente de un 1% es aquella que en una distancia de 100 metros horizontales experimenta un desnivel “vertical” (de subida o bajada) de 1 metro. Donde el desnivel son los metros subidos o bajados, y la distancia horizontal son los metros recorridos en horizontal sin tener en cuenta la pendiente.*

de pendiente para cada categoría: (i) ligera 0 – 3 %; (ii) moderada 3 – 5%; (iii) severa 5 – 10 % y (iv) muy severa > 10 %. Esta clasificación se basó en parámetros internacionales que asocian dichas pendientes a un gradiente de riesgo de erosión hídrica, que va de riesgo ligero a muy severo (adaptado de Henry et al. 2007, Sánchez Caballero 2009 y Melgarejo et al. 2013; Dobos et al. 2017). El árbol de decisión se realizó en el programa QGIS. Los mapas resultantes de cada categoría se unificaron y se re-proyectaron al sistema UTM zona 20S. En la interpretación y representación final se tuvieron en cuenta errores de altimetría, derivados de la presencia de vegetación y caminos.

2.3 RESULTADOS Y RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS

El área de estudio es muy susceptible a la erosión hídrica, debido a su topografía fuertemente ondulada y montañosa (Casanellas et al. 2014). Específicamente, el 44% del departamento San Alberto posee valores de pendiente mayores a 5% (Fig. 9), seguido por San Javier (26.7%; Fig.10) y Pocho (22.9%; Fig. 8). En ese sentido, San Alberto es el departamento que mayor superficie posee con pendientes mayores al 10 %, con un 25,9 % de su superficie bajo esta categoría, seguido por San Javier (18,7 %) y Pocho (12,3 %). Por otro lado, el 64,7% del departamento Pocho, el 59 % del departamento San Javier y el 43,6 % del departamento San Alberto posee una baja susceptibilidad a la erosión hídrica, determinada por el registro de pendientes menores al 3 % (Figs. 8-10). Por lo tanto, el departamento San Alberto se destaca por su mayor susceptibilidad a la erosión hídrica, causada por la topografía marcadamente accidentada y ondulada. Por lo tanto, del análisis de estos resultados se recomienda que, para regular y/o disminuir el riesgo de erosión hídrica (Figs. 8-10), las zonas con pendiente mayor al 5 % deberían conservarse, con el fin de no afectar la capacidad de los ecosistemas naturales de regular la erosión hídrica. Se recomienda no realizar impermeabilización de suelos en las zonas de color bordó y rojo (Figs. 8-10). Si ya existen infraestructuras deberían implementarse prácticas que permitan aumentar la infiltración y mitigar los impactos de la impermeabilización de suelos. Si alguna intervención en dichas zonas es indispensable para el desarrollo de la comunidad y/o el municipio, sugerimos la realización de un estudio de impacto ambiental acompañado de prácticas de remediación ambiental.

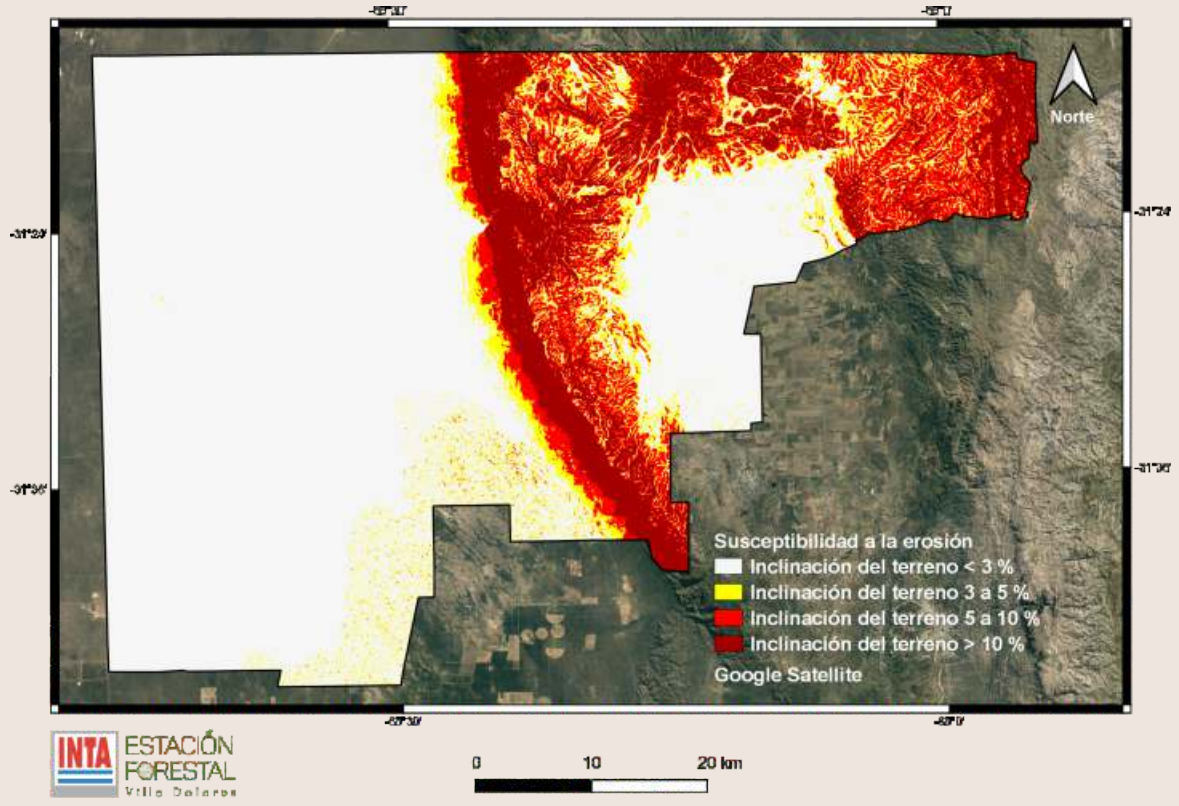


Figura 8. Criterio 2 - Departamento Pocho. Susceptibilidad a la erosión hídrica en base a la inclinación del terreno. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

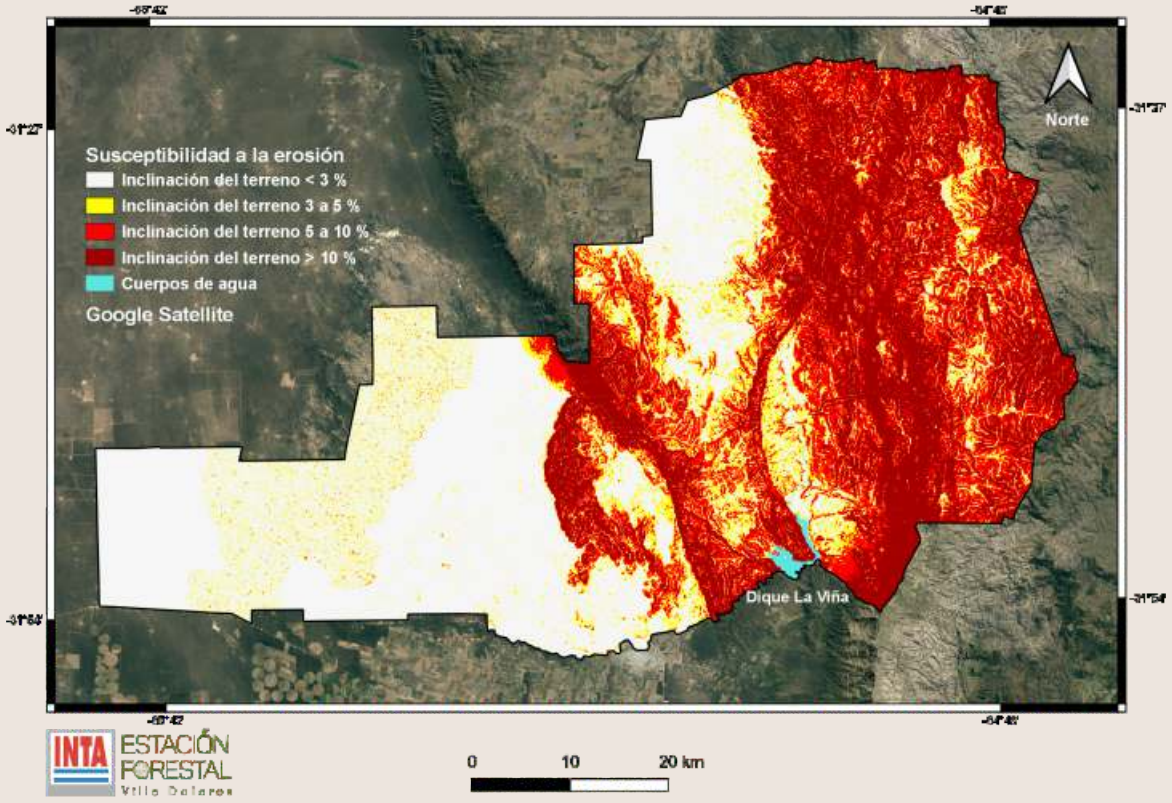


Figura 9. Criterio 2 - Departamento San Alberto. Susceptibilidad a la erosión hídrica en base a la inclinación del terreno (porcentaje de la pendiente del terreno). Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

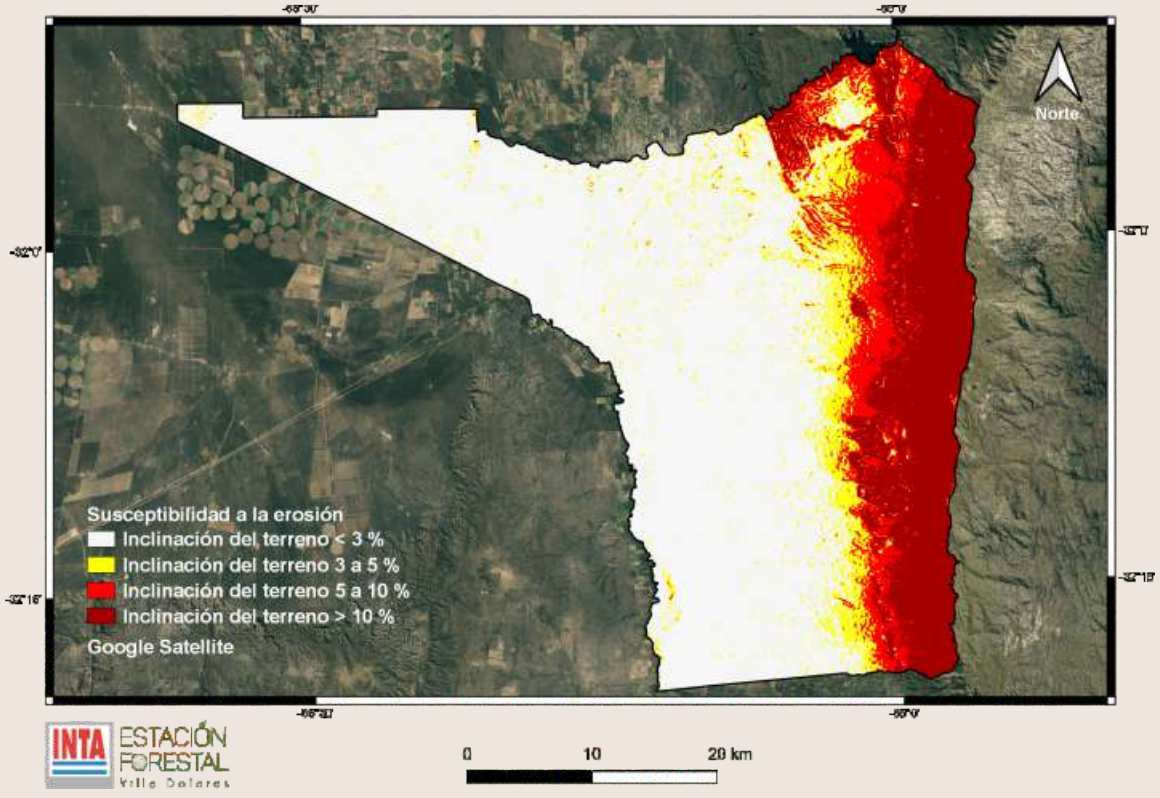


Figura 10. Criterio 2 - Departamento San Javier. Susceptibilidad a la erosión hídrica en base a la inclinación del terreno. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

SUPERFICIE DE BOSQUE

Fotografía: **Lucas Enrico**

2. SUPERFICIE DE BOSQUE

3.1 ANTECEDENTES

Este criterio tiene dos grandes objetivos asociados a la provisión de servicios de soporte y regulación, el principal es proporcionar hábitat para asegurar la persistencia de comunidades vegetales y animales, pero también proveer servicios tales como fijación de carbono y regulación climática e hidrológica. Para comprender mejor el mapa indicador de este criterio es necesario introducir algunos conceptos de la ecología de paisaje. Un paisaje, o región a ordenar, representa un mosaico compuesto por al menos tres elementos básicos: parches (o fragmentos), corredores y matriz. El parche es un área relativamente pequeña que tiene estructura y función claramente diferentes al paisaje circundante (i.e., la matriz). La matriz es el fondo o contexto espacio-temporal dentro del cual existen los parches y corredores, y es la estructura ambiental (o tipo de cobertura de suelo) que domina en el paisaje. Los corredores se pueden definir como parches lineales que normalmente tienen ciertas funciones mejoradas respecto de la matriz, ya que, debido a su forma alargada, conectan distintos parches (Fig. 11). En paisajes muy modificados, los parches son a menudo áreas remanentes de bosque o pastizal natural; los corredores son elementos lineales o alargados como cortavientos, fajas y áreas ribereñas (bosques en galería de arroyos y ríos); y la matriz a menudo son tierras destinadas a cultivos, pasturas implantadas y/o a zonas urbanas.

Flor de Algarrobo. Fotografía: ***Laura Cavallero***

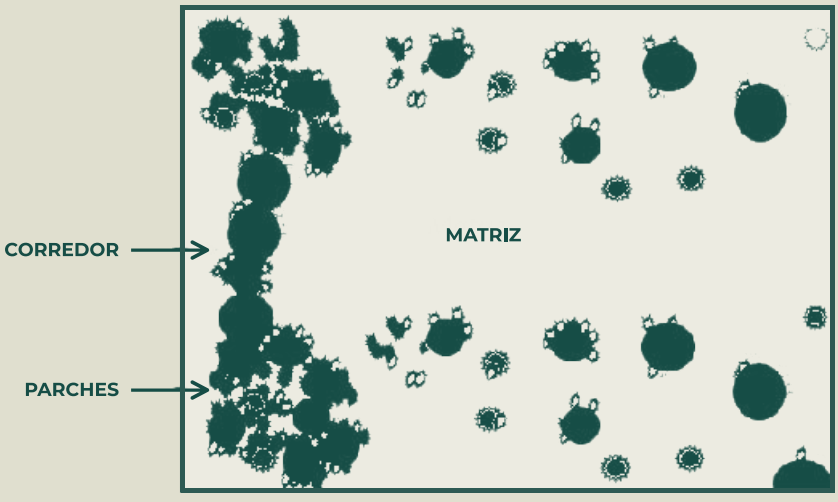
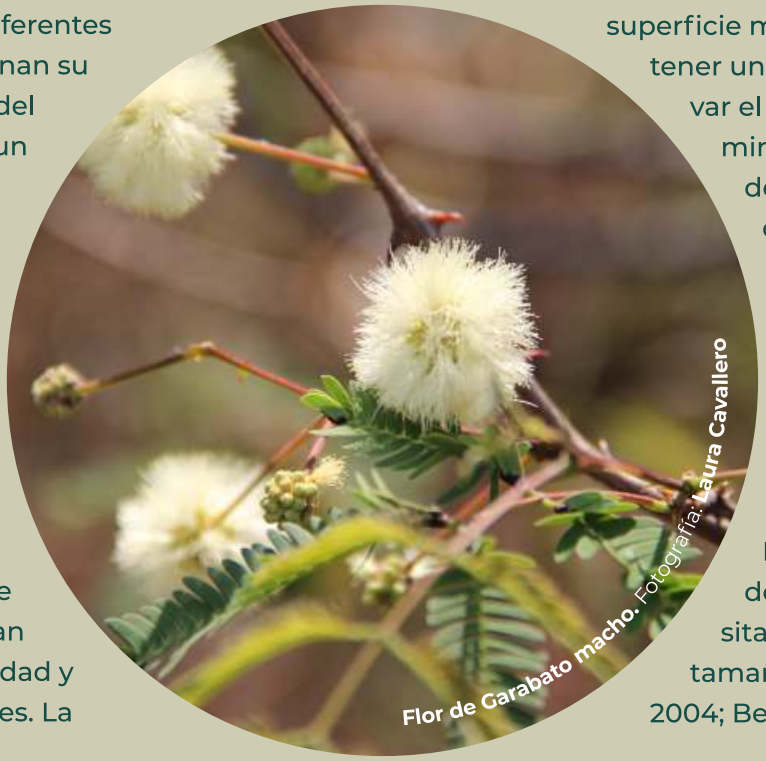


Figura 11. Esquema (vista en plano de un paisaje compuesto por una Matriz de pasturas implantadas y/o cultivos (color blanco) con Parches de vegetación boscosa (color negro y gris), y Corredores de vegetación boscosa (negro y gris).

Los parches poseen diferentes atributos que determinan su funcionalidad dentro del paisaje. El tamaño es un atributo muy importante de un parche (dimensión espacial), ya que se asocia a la diversidad de especies que puede albergar. Así, los parches grandes conservan una gran calidad de hábitat. En general, los parches de gran tamaño se asocian con una mayor diversidad y abundancia de especies. La superficie mínima que debe tener un parche para conservar el hábitat de una determinada especie depende en gran medida de distintos atributos de las especies como el tamaño, la movilidad, tipo de alimentación, así como también de la calidad del hábitat y contexto del paisaje. En general, la fauna de mayor tamaño necesita parches de mayor tamaño (López-Barreda 2004; Bentrup 2008; Fig. 12).



Flor de Garabato macho. Fotografía: **Laura Cavallero**

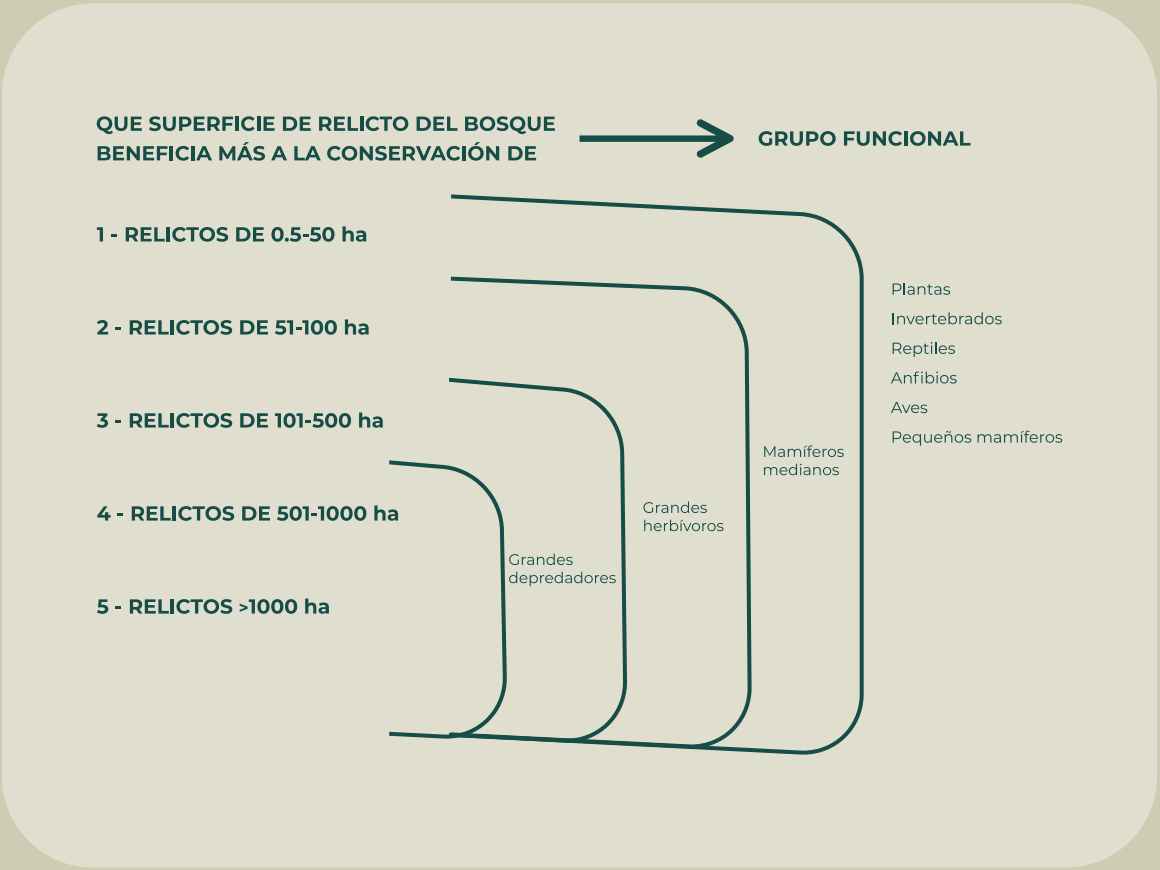


Figura 12. Superficie mínima del tamaño de parche de hábitat (o relicto de bosque) necesaria para sustentar poblaciones viables de diferentes especies de grandes depredadores (ej. puma), herbívoros grandes (ej. ciervos), mamíferos medianos (ej. zorros, zorrinos, comadrejas) y pequeños (ej. roedores), plantas (herbáceas, arbustos y árboles), invertebrados (ej. insectos y arañas), reptiles (ej. víboras y serpientes), anfibios (ej. sapos y ranas) y aves (adaptado de López-Barreda 2004 y Bentrup 2008)..

Otro atributo asociado a los parches, y concretamente a su tamaño, es el borde. El borde se define como la zona de transición entre hábitats o entre ecosistemas adyacentes (ej. límite entre un parche y la matriz, Fig. 13). El efecto borde puede definirse como el resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes (Murcia, 1995) o cualquier cambio en la distribución de una variable dada que ocurre en la transición entre dos hábitats (Lidicker, 1999; Lidicker y Peterson, 1999). El efecto borde depende del tamaño del parche. Mientras más grande es un parche, mayor es el porcentaje de hábitat interno del mismo (Fig. 11). Esto beneficia a las especies internas, las cuales son a menudo las más vulnerables a la pérdida y fragmentación del hábitat. El efecto borde se puede manifestar en efectos abióticos y bióticos, tanto directos como indirectos, pudiendo manifestarse uno de ellos o varios.

Fruto de Piquillín. Fotografía: **Francisco G. Alaggia**

Los efectos abióticos (físicos) se refieren a cambios en las condiciones ambientales desde la proximidad del parche a la matriz o parche vecino (ej. temperatura, radiación incidente, intensidad del viento, humedad ambiental y/o del suelo). Los efectos bióticos directos se asocian a cambios en la abundancia, distribución de especies y/o tipo de especies causado por el cambio en las condiciones físicas cercanas al borde y determinado por la tolerancia fisiológica de las especies. Por su parte, los efectos bióticos indirectos se refieren a los cambios en las interacciones bióticas, como por ejemplo: aumento en la predación, parasitismo, competencia, herbivoría, polinización y dispersión de semillas.

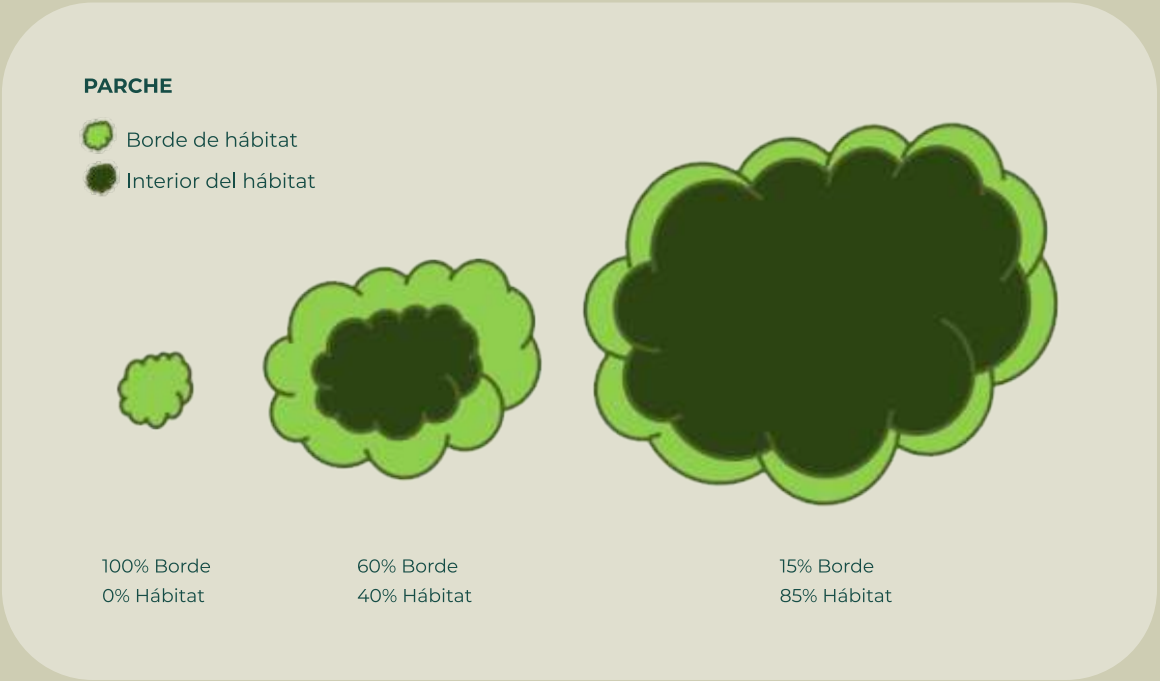


Figura 13. Esquemas de efecto borde (buffer) en parches de hábitat de diferentes tamaños (ej. parche de bosque).

Otro rasgo muy importante de los parches de bosque o de hábitat a conservar es la forma de dicho fragmento, e incluso a veces se considera más relevante que la dimensión. La forma está condicionada por la actividad humana y las condiciones naturales (topografía, litología, etc.). En zonas en donde dominan las condiciones naturales es más frecuente encontrar formas curvilíneas e irregulares y, en contraposición, en las zonas en donde domina la actividad humana es mayor la presencia de formas rectilíneas (ej. lotes rectangulares, rutas, caminos). En general, una actividad humana moderada (ej. intensificación agropecuaria moderada y sustentable) aumenta la diversidad de formas. En cambio, una actividad humana intensa supone una simplificación del paisaje. En líneas generales, se considera que las formas compactas facilitan la conservación de hábitats naturales (ej. interior de hábitat en Fig. 13), las formas irregulares facilitan los intercambios entre el parche con su entorno (matriz) y las formas en red o laberínticas proporcionan una fácil conducción o transporte (i.e., corredores ecológicos) (Forman 1995; Vila Subirós 2006).

Para el caso de Traslasierra, el criterio de superficie se focalizó en los fragmentos de bosque por varios motivos: (i) porque está establecido en la Ley 26.331 (criterio 1); (ii) porque los bosques son los ecosistemas naturales más amenazados en la provincia y los que han sufrido mayor retracción de su superficie (la cual está asociada a la deforestación y/o a la degradación con transformación en cultivos, pastizales, arbustales o matorrales) (Cabido y Zak 2010); (iii) porque desde el punto de vista hidrológico tienen una alta capacidad de regular la dinámica estacional de las precipitaciones (Jobaggy et al. 2008, Nosetto et al. 2012); y (iv) por su elevada capacidad para brindar diversos bienes y servicios ambientales (Millennium Ecosystem Assessment 2005; Cáceres et al. 2007; Isbell et al. 2011).

3.2 MÉTODOS

Para elaborar el mapa indicador correspondiente al criterio de superficie de bosque se utilizó el mapa de vegetación de Alaggia et al. (2020). Los parches de bosque se clasificaron en 5 categorías en función de su superficie (Fig. 12). Del mapa de vegetación se vectorizaron y unificaron las clases de 'bosque maduro', 'bosque cerrado con emergentes', y 'bosque cerrado sin emergentes' empleando la herramienta “disolver” y “multipartes a partes sencillas” de QGIS. Luego se calculó la superficie de los fragmentos. Posteriormente, el mapa de superficie de fragmentos se sometió a un árbol de decisión que permitió categorizar los fragmentos de bosque en 5 clases: (i) < 50 ha; (ii) 51-100 ha; (iii) 101-500 ha; (iv) 501-1000 ha y (v) > 1000 ha.

3.3 RESULTADOS Y RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS

Según la información analizada, el 61,2 % de la superficie de Pocho estaba cubierta por bosques en el año 2019, siendo el departamento con mayor superficie de bosque; seguido por San Javier (53,5%) y San Alberto (37,1%) (Figs. 14-16). En la actualidad el bosque dentro de los departamentos se encuentra relativamente conectado, ya que más del 85% de la superficie boscosa dentro de cada departamento corresponde a parches con superficie mayor a 1000 hectáreas. Estas grandes áreas de bosque se concentran mayormente al oeste de los departamentos, mientras que la fragmentación del bosque aumenta hacia el este. Específicamente, en el departamento San Alberto la fragmentación del bosque se debe a distintos factores, como la urbanización en la parte central, la agricultura en la parte suroeste, y la presencia de roca y pastizales naturales en la parte este donde la altitud es mayor a 1500 m.s.n.m. (Fig. 15). En cambio, en el departamento Pocho, la fragmentación del bosque habría sido causada principalmente por la agricultura en la pampa de Pocho (Fig. 14).

Finalmente, en el departamento San Javier, las principales causas de fragmentación del bosque son la urbanización en la parte noreste, donde se localiza la ciudad de Villa Dolores, y las actividades agropecuarias en la parte oeste. En la parte este, por encima de los 1500 m.s.n.m., el bosque se encuentra fragmentado porque se localiza mayormente en quebradas, ya que este piso altitudinal está dominado por pastizales de altura (Fig. 16).

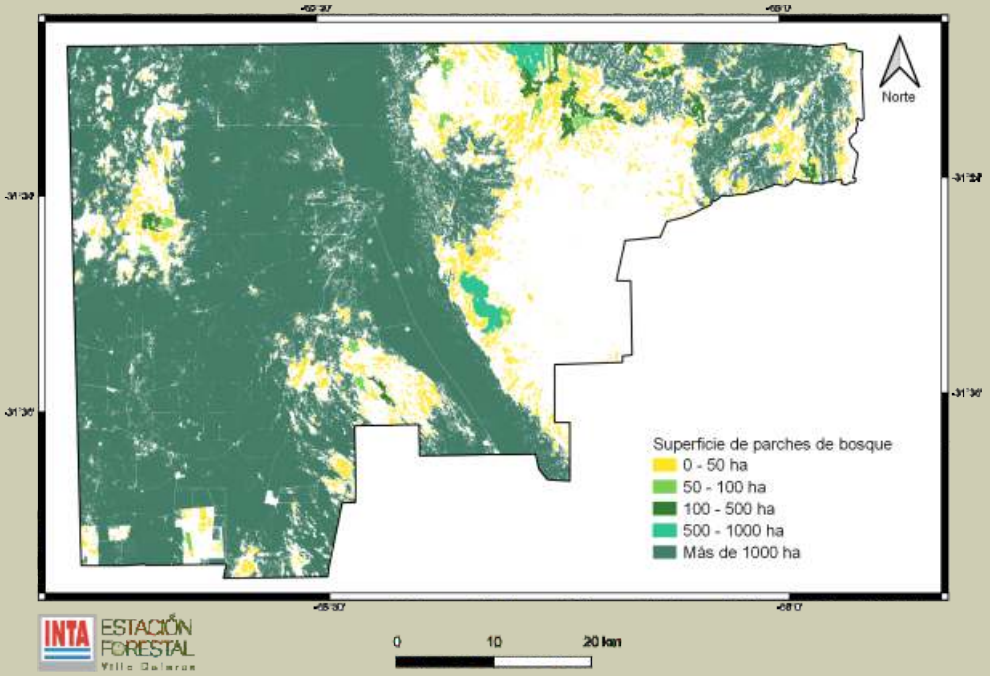


Figura 14. Criterio 3 - Departamento Pocho. Los parches de bosque nativo del territorio analizado se clasificaron en 5 categorías en función de su superficie, que a su vez indica la calidad de hábitat disponible para especies de flora y fauna silvestre.
Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

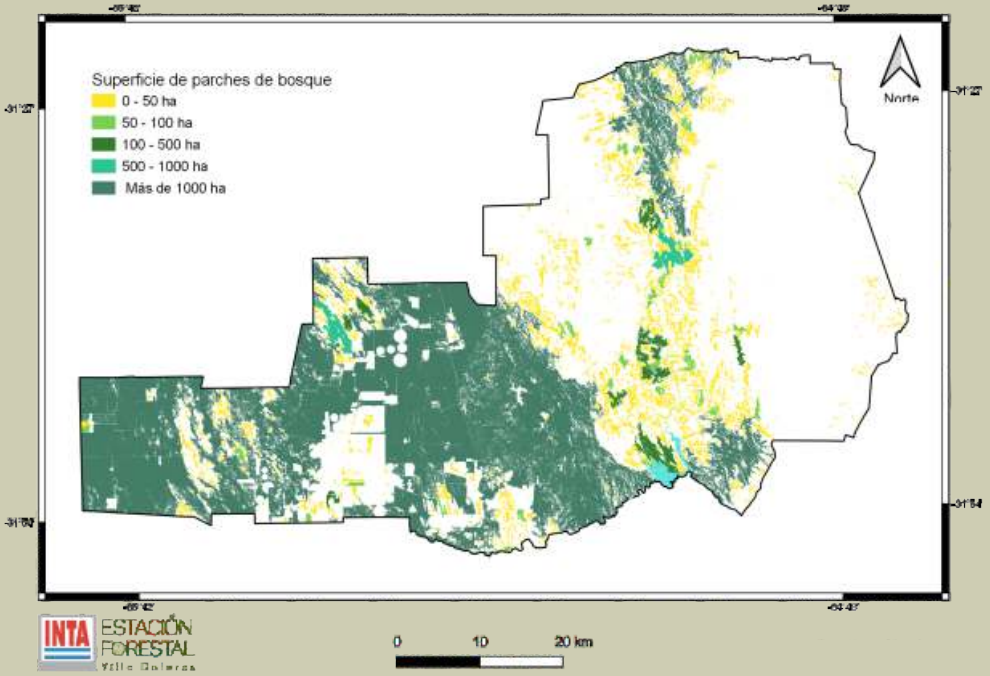


Figura 15. Criterio 3 - Departamento San Alberto. Los parches de bosque nativo del territorio analizado se clasificaron en 5 categorías en función de su superficie, que a su vez indica la calidad de hábitat disponible para especies de flora y fauna silvestre.
Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

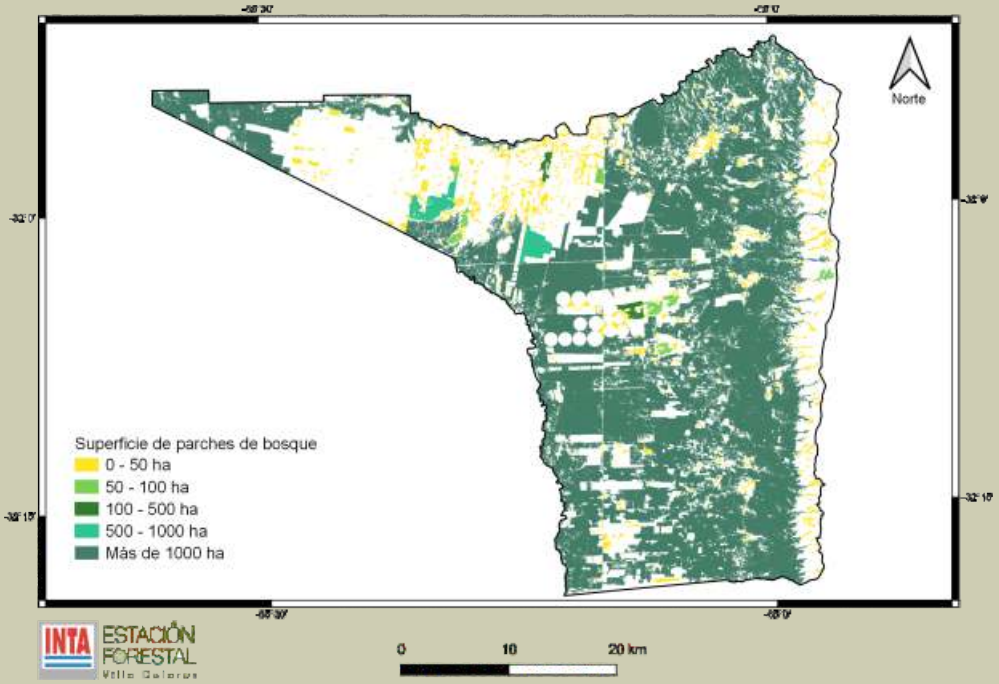


Figura 16. Criterio 3 - Departamento San Javier. Los parches de bosque nativo del territorio analizado se clasificaron en 5 categorías en función de su superficie, que a su vez indica la calidad de hábitat disponible para especies de flora y fauna silvestre. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

Fotografía: **Laura Cavallero**

4. ESTADO DE CONSERVACIÓN

4.1 ANTECEDENTES

Distintos tipos de uso como el sobrepastoreo, la sobre-extracción de leña y madera, y el fuego, provocan cambios en la estructura y funcionalidad de la vegetación. Estos cambios pueden incluir la disminución de la abundancia de árboles, la remoción del estrato arbustivo o la reducción de la cobertura del suelo, entre otros. Estas presiones pueden afectar el funcionamiento del ecosistema y modificar la capacidad de recuperación de la vegetación. Esto implica que luego de un disturbio la vegetación no puede recuperar la estructura y la función que poseía antes del mismo, lo que determina la aparición de estados alternativos de un ecosistema. Un ecosistema boscoso está degradado cuando pierde su capacidad de retornar a las condiciones previas al disturbio (y/o cuando los tiempos de recuperación natural se vuelven demasiado lentos para planificar manejos forestales sustentables). Es decir, en el caso de un bosque, este disminuye significativamente o pierde su capacidad de recuperar la integridad estructural y funcional del bosque original (i.e. disminución o pérdida de la resiliencia ecológica). Por lo tanto, los conceptos de estado de conservación y de degradación implican estudiar la dinámica temporal de las comunidades vegetales con el fin de evaluar su capacidad de recuperación. Debido a que la recuperación de las comunidades vegetales puede tardar décadas, muchas veces es imposible estudiar su dinámica. Por lo tanto, se utilizan otros enfoques. En este estudio utilizamos el enfoque de sitio ecológico para inferir el estado de conservación de la vegetación (Bestelmeyer et al. 2017). Un Sitio Ecológico es un área homogénea o unidad de paisaje con características similares de suelo, topografía, formaciones geológicas y régimen climático que se diferencia de otras unidades en: (1) el crecimiento y la composición de especies vegetales potenciales con condiciones de referencia que están asociadas a las propiedades del suelo, el cual le proporciona una dinámica natural a la comunidad vegetal y tiene una determinada capacidad potencial de prestación de servicios ambientales; (2) la vegetación de un mismo "tipo" de sitio ecológico responde de manera similar a los procesos de manejo, degradación y restauración. Cada Sitio Ecológico tiene un estado de referencia (estado potencial de ese sitio) y un modelo específico con transiciones entre uno o más estados alternativos (López et al. 2022). El enfoque de sitio ecológico permite delimitar áreas homogéneas considerando atributos biofísicos que no suelen modificarse en respuesta al uso antrópico y que se podría asumir que, en ausencia de disturbios, podrían sustentar el mismo tipo de vegetación potencial. Si podemos delimitar los sitios que poseen el mismo potencial biofísico, como por ejemplo que tienen potencial para sustentar bosques, y en la actualidad en esos sitios no se registran bosques, sino que encontramos otro tipo de comunidad vegetal (ej. arbustal), podemos inferir que esos sitios no estarían conservados. Por lo tanto, mediante la comparación de la comunidad vegetal potencial

Bosque Chaqueño Occidental. Fotografía: **Francisco G. Alaggia**

(que se desarrollaría en ausencia de disturbios) y la actual, se puede inferir el nivel de conservación de un determinado sitio.

Un mismo "Estado" puede tener una dinámica espacio-temporal natural, con lo cual se puede asociar más de una comunidad vegetal a un sitio ecológico (ej. en sitio ecológico de bosques de altura). Dicha dinámica no representa cambio de estado, sino que se asocia a dinámicas anuales o interanuales modulada, por ejemplo, por variables ambientales como nivel de la napa freática (e.g. fluctuación estacional del agua freática) o variabilidad climática intra- e inter-anual. Un estado se caracteriza por atributos (ej. composición de especies vegetales y animales) persistentes en el tiempo, con características y dinámicas estructurales y funcionales particulares. Dentro de todos los estados que puede tener un mismo Sitio Ecológico, el estado de referencia, es el estado a partir del cual se pueden identificar y derivar los estados alternativos en respuesta a la presión de uso o a la degradación. Dicho estado se caracteriza por un rango de fluctuación estructural-funcional de la vegetación y su biota, asociado con la variabilidad histórica o natural (es decir, estado original o prístino antes del uso antrópico intensivo). Este es el estado que tiene el potencial de brindar la mayor variedad o diversidad de servicios ambientales o ecosistémicos (de soporte, regulación, provisión y culturales), en comparación con los estados alternativos de ese ecosistema, y por lo tanto representa el estado de mayor nivel de conservación (Bestelmeyer et al. 2017, López et al. 2020, López et al. 2022). En este contexto, por ejemplo, en un sitio ecológico de bosque chaqueño mixto dominado por quebracho blanco y algarrobo (i.e. estado de referencia), el sobreuso ganadero-forestal puede desencadenar transiciones a estados alternativos de matorral-arbustal, pastizal o incluso peladar (estado con mucho suelo sin cobertura vegetal) (Cabido et al. 1994, 2010).

Romerillar con emergentes de Molle. Fotografía: **Carlos A. Carranza**

4.2 MÉTODOS

Para elaborar el mapa indicador de este criterio es necesario inferir la vegetación potencial de cada píxel. Según Lutti (1979) y Cabido et al. (1994, 2010), las comunidades vegetales cambian según la altitud (representan diferentes Sitios Ecológicos). Así, a partir de numerosos relevamientos de vegetación, en sitios en ausencia de disturbios registraron los siguientes pisos altitudinales de vegetación (es decir, la vegetación del estado de referencia de cada sitio ecológico): (i) 500-800 msnm: bosque chaqueño occidental; (ii) 800-1000 msnm: bosque de transición; (iii) 1000-1350 msnm: bosque serrano; (iv) 1350-1700 msnm: matorrales (romerillar y espinillar); (v) 1700-2400 msnm: pastizales, y sólo en las quebradas y faldeos abruptos bosquecillos de altura (tabaquillo y/o maitén); y (vi) > 2400 msnm: pastizales de altura. Con esta información se confeccionó un mapa de zonas con diferente vegetación potencial. El mapa se elaboró utilizando como base la cartografía de curvas de nivel del Instituto Geográfico Nacional. Para inferir el estado de conservación de la vegetación actual, el mapa de vegetación potencial, es decir del estado de referencia (inferida en base bibliografía sobre

los pisos altitudinales), se comparó con el mapa de vegetación del 2019 (Alaggia et al. 2020). La comparación entre vegetación potencial y vegetación en el 2019 se realizó por separado para cada piso altitudinal y/o geoforma fisiográfica (ej. bosques en cañadones y quebradas). Por ejemplo, para inferir el estado de conservación del bosque serrano, se enmascararon las zonas cubiertas por matorrales, bosque de transición y bosque chaqueño occidental. Se establecieron 5 niveles de conservación: muy alto, alto, medio, bajo y muy bajo. La determinación del nivel de conservación de cada píxel se realizó en base a la magnitud de la diferencia entre la vegetación potencial y en el año 2019 (Tabla 8). La asignación de los niveles de conservación en base a la comparación entre la vegetación potencial y en el año 2019 se realizó mediante árboles de decisión en el programa QGIS.

Tabla 8. Asignación del estado de conservación de la vegetación del área de estudio en base a la comparación entre la vegetación potencial y a las clases de vegetación del mapa de Alaggia et al. (2020).

ESTADO CONSERVACIÓN	Zona 1 <450 msnm: bosque chaqueño occidental	Zona 1b Barriales <450 msnm: lomas y bajos alineados	Zona 2 450-800 msnm: bosque chaqueño occidental	Zona 3 800-1000 msnm: bosque de transición	Zona 4 1000-1350 msnm: bosque serrano	Zona 5 1350-1700 msnm: matorrales	Zona 6a 1700-2400 msnm: pastizales	Zona 6b 1700-2400 msnm bosques de altura en quebradas	Zona 7 > 2400 msnm: pastizales de altura
MUY ALTO	Bosque maduro solo en la reserva Chancaní, y rodal San Miguel		Bosque maduro dentro de PN Quebrada Condorito	Bosque maduro dentro de PN Quebrada Condorito	Bosque maduro dentro de PN Quebrada Condorito	Bosque maduro	Pastizal dentro de PN Quebrada Condorito	Bosque maduro en El Hueco	Pastizal dentro de PN Quebrada Condorito
ALTO	Bosque maduro y bosque cerrado con emergentes	Bosque maduro y bosque cerrado con emergentes	Bosque maduro y bosque cerrado con emergentes	Bosque maduro y bosque cerrado con emergentes	Bosque maduro y bosque cerrado con emergentes	Bosque cerrado, bosque abierto, bosque abierto bajo, arbustal cerrado	Pastizal natural, pastizal natural con roquedal	Bosque maduro	Bosque maduro, pastizal natural, pastizal natural con roquedal
MEDIO	Bosque cerrado sin emergentes, Bosque abierto, Bosques con sps exóticas	Bosque cerrado sin emergentes Bosque abierto, Bosques con exóticas, Arbustal cerrado	Bosque cerrado sin emergentes, Bosque abierto, Bosques con sps exóticas	Bosque cerrado sin emergentes, Bosque abierto, Bosques con sps exóticas	Bosque cerrado sin emergentes, Bosque abierto, Bosques con sps exóticas	Arbustal abierto, pastizal natural / pasturas implantadas	Arbustal cerrado	Bosque cerrado, bosque abierto, bosque abierto bajo	Bosque cerrado, bosque abierto, bosque abierto bajo
BAJO	Arbustal abierto y cerrado, Pastizales (pasturas perennes implantadas pastizal natural y roquedal); Cultivos Forestales/	Arbustal abierto Pastizales (pasturas perennes implantadas pastizal natural y roquedal); Cultivos Forestales/	Arbustal abierto y cerrado, Pastizales (pasturas perennes implantadas pastizal natural y roquedal); Cultivos Forestales/	Arbustal abierto y cerrado, Pastizales (pasturas perennes implantadas pastizal natural y roquedal); Cultivos Forestales/	Arbustal abierto y cerrado, Pastizales (pasturas perennes implantadas pastizal natural y roquedal); Cultivos Forestales/	Pastizal natural y roquedal, Cultivos forestales	Arbustal abierto, Cultivos forestales	Arbustal abierto, arbustal cerrado, cultivos forestales, pastizal natural, pasturas implantadas, pastizal natural con roquedal	Arbustal cerrado, arbustal abierto, cultivos forestales
MUY BAJO	Peladar, Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Peladar, Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos	Suelo desnudo, Suelo impermeabilizado, Cultivos

4.3 RESULTADOS Y RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS

La vegetación natural registró diferentes estados de conservación. Más del 60 % de la superficie de los departamentos se encuentra en estado de conservación medio y alto. Específicamente, la mayor proporción de la superficie del departamento Pocho, aproximadamente la mitad (44,7 %), registró vegetación en un estado medio de conservación (Fig. 17). En el departamento San Alberto, la vegetación se encuentra mayormente en estado de conservación medio y alto (31,8 y 31,7 % respectivamente) (Fig. 18). El departamento San Javier posee la mayor proporción de vegetación natural en estado de conservación alto, llegando a ocupar casi la mitad (45,4%) (Fig. 19). Sin embargo, este departamento no posee vegetación en estado de conservación muy alto y es el que registró mayor proporción de vegetación en estado de conservación muy bajo (14,6%), seguido por San Alberto (7,9 %) y Pocho (4,1 %). Los departamentos de San Alberto y Pocho poseen vegetación en estado de conservación muy alto debido a que dentro de los mismos se localizan el Parque Nacional Quebrada del condorito y la reserva provincial Chancaní, respectivamente. A estas áreas protegidas se les asignó el máximo estado de conservación, porque son manejadas para tal fin por la autoridad competente. De todos modos, se pueden detectar discrepancias en terreno, como por ejemplo la presencia de especies exóticas en el Parque Nacional Quebrada del condorito.

Pastizal natural serrano. Fotografía: Laura Cavallero.

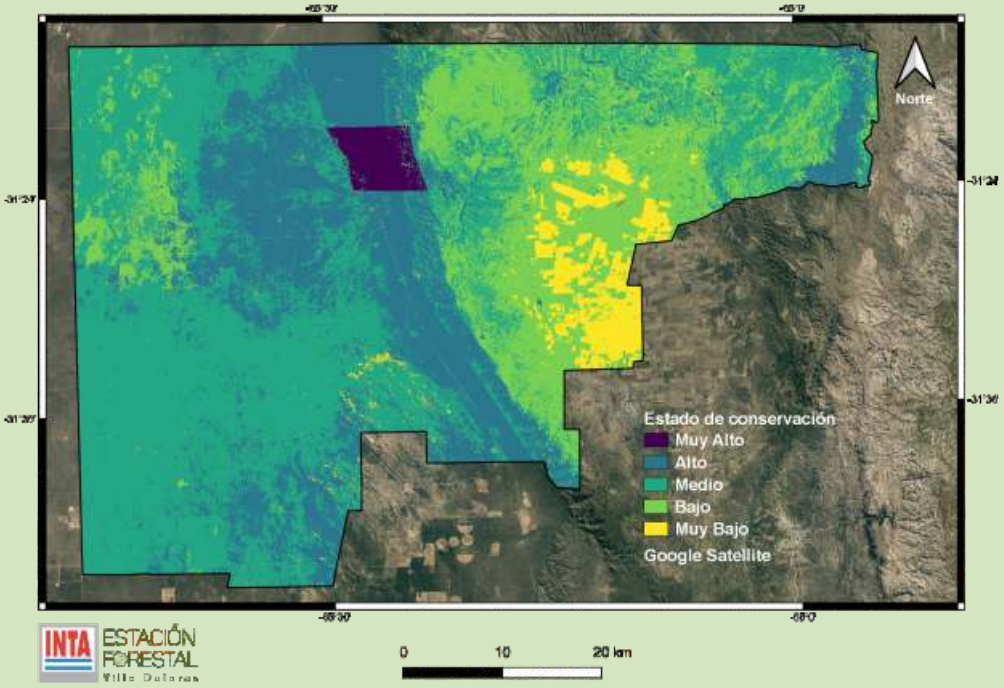


Figura 17. Criterio 4 - Departamento Pocho. Estado de conservación de los ecosistemas naturales determinado en base a la comparación de la vegetación potencial de cada pixel (determinada en base a revisión bibliográfica) en comparación con la vegetación presente en el año 2019. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

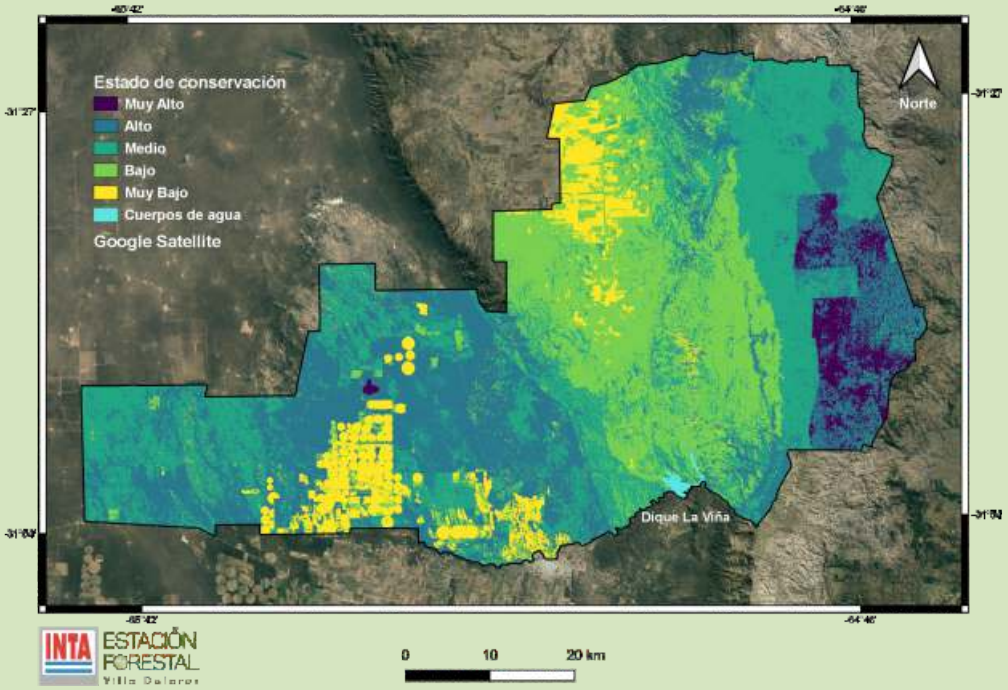


Figura 18. Criterio 4 - Departamento San Alberto. Estado de conservación de los ecosistemas naturales determinado en base a la comparación de la vegetación potencial de cada pixel (determinada en base a revisión bibliográfica) en comparación con la vegetación presente en el año 2019. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

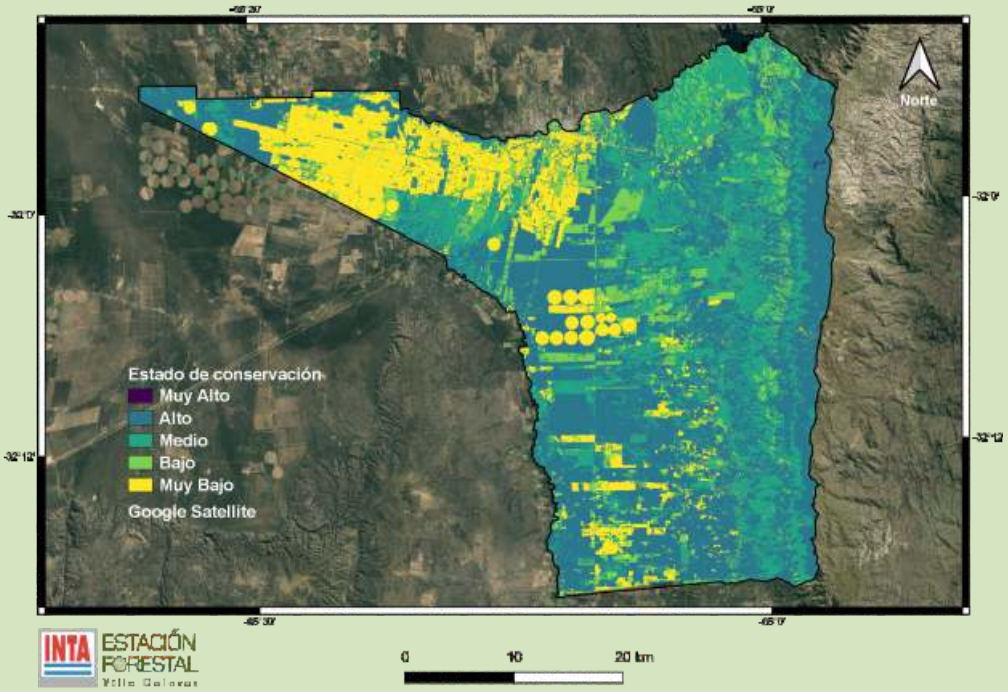
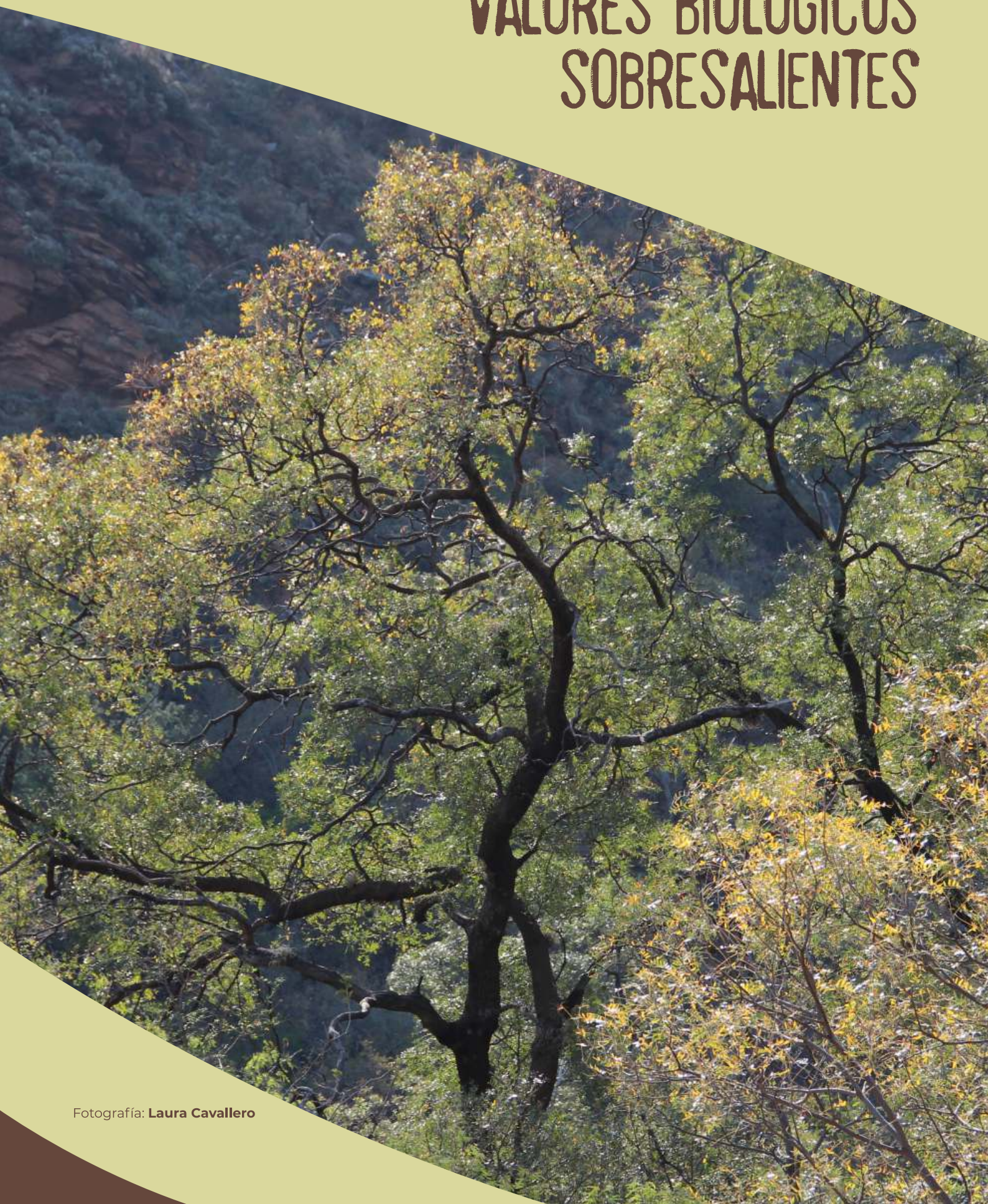


Figura 19. Criterio 4 - Departamento San Javier. Estado de conservación de los ecosistemas naturales determinado en base a la comparación de la vegetación potencial de cada pixel (determinada en base a revisión bibliográfica) en comparación con la vegetación presente en el año 2019. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

EXISTENCIA DE VALORES BIOLÓGICOS SOBRESALIENTES



Fotografía: **Laura Cavallero**

5. EXISTENCIA DE VALORES BIOLÓGICOS SOBRESALIENTES

5.1 ANTECEDENTES

Este criterio se asocia a conservar elementos de los sistemas naturales (ej. especies o ecosistemas) caracterizados por ser raros o poco frecuentes, otorgando al sitio un alto valor de conservación. Un ejemplo de estos valores biológicos sobresalientes son las especies raras y las especies endémicas. Incluso pueden identificarse áreas o ecosistemas endémicos o raros. El endemismo es un término utilizado en ecología para indicar que la distribución de un taxón (ej. género o especie) está limitada a un ámbito geográfico reducido y que, por lo tanto, solo es posible encontrarlo de forma natural en ese lugar. Análogamente, las especies o ecosistemas raros son aquellos que se encuentran en muy pocos lugares de un país o del planeta, y que su existencia depende de la conservación de dichos sitios. En consecuencia, las especies endémicas son aquellas cuya distribución está restringida a una zona determinada, que puede ser una cordillera, un lago o una isla, entre otros. Sólo se consideran "áreas de endemismos" a aquellas zonas (o ecosistemas) que sustentan la presencia de dos o más especies endémicas. Las especies endémicas son más vulnerables y, por tanto, más susceptibles a la extinción, que puede producirse por razones naturales, pero también por la acción del ser humano. Tanto los aspectos ecológicos del lugar como las características biológicas del ser vivo influyen en que dicho lugar sea considerado de valor biológico sobresaliente. Además de los riesgos asociados al cambio climático, otras amenazas son la caza furtiva de animales, la modificación o pérdida de hábitats o la introducción de especies invasoras (Caviares et al. 2011).

Hojas de Tabaquillo. Fotografía: **Pablo Heredia**

5.2 MÉTODOS

Este criterio incluye mapas de bosques con presencia de tabaquillo y orco quebracho, dos especies de distribución altamente restringida y de alto valor de conservación (Renison et al. 2018, Alaggia et al. 2022). Los bosques del género *Polylepis* son endémicos de las montañas de Sudamérica, suelen estar asociados con sitios relativamente inaccesibles como quebradas, roquedales o laderas empinadas (Renison et al. 2018, Cuyckens y Renison 2018. Por su parte, *Schinopsis haenkeana* es una especie leñosa nativa que da identidad biogeográfica al Distrito Serrano de la Región Chaqueña de Argentina, donde conforma el estrato dominante de las comunidades con menor nivel de degradación (Alaggia et al. 2022). Además, estos bosques serranos cumplen un rol fundamental en la retención de suelos y captación de agua y regulación hídrica (Landi et al. 2010, Cuyckens y Renison 2018). En base al mapa de vegetación de Alaggia et al. (2020) y a los pisos altitudinales (e identificación de bosques en quebradas, valles y cañadones)

se infirió el área ocupada por bosques de tabaquillo (*Polylepis australis*). Para ello se seleccionaron todos los relictos de bosques localizados por encima de los 1500 m.s.n.m. Luego, a partir de los polígonos seleccionados se realizó un chequeo en pantalla utilizando como base imágenes de Google Earth, y en base al conocimiento de terreno, se descartaron los polígonos dudosos. Utilizando el mapa de vegetación de Alaggia et al. (2020) también se infirió el área ocupada por bosques de orco quebracho (*Schinopsis marginata*).

Corteza Tabaquillo. Fotografía: **Laura Cavallero**

Teniendo en cuenta el conocimiento de terreno de los integrantes del equipo de investigación (basado en chequeos a campo) se delimitaron zonas en donde se encuentra el orco quebracho. Dentro de esas zonas se seleccionaron los píxeles cubiertos por bosque maduro y cerrado.

Cabe mencionar, que en un futuro también se deben mapear zonas de alto valor biológico asociadas con fauna nativa u otros valores ecológicos, para incluirlas en este ordenamiento de bosques y ecosistemas asociados.

5.3 RESULTADOS Y RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS

La cobertura de bosques de tabaquillo y orco quebracho difiere entre los departamentos. Un 3% de la superficie del departamento Pocho está cubierta por bosques principalmente de orco quebracho que se desarrollan en las sierras de Altautina (Fig. 20).

El 2,5 % de la superficie del departamento San Alberto debería ser destinado a la conservación de bosques con presencia de valores biológicos sobresalientes. En este caso, al este del departamento, en las sierras grandes, se localizan los bosques de tabaquillo, mientras que, en el centro, en las sierras de Altautina, los bosques de orco quebracho (Fig. 21).

Bosque de Tabaquillo. Fotografía: **Luján Ahumada**

Finalmente, San Javier es el departamento que posee la menor superficie y porcentaje de bosques con valores biológicos sobresalientes (0,7% de 1652 km²).

Estos bosques corresponden casi en su totalidad a bosquecillos de tabaquillo que se encuentran fragmentados y restringidos a quebradas (Fig. 22).

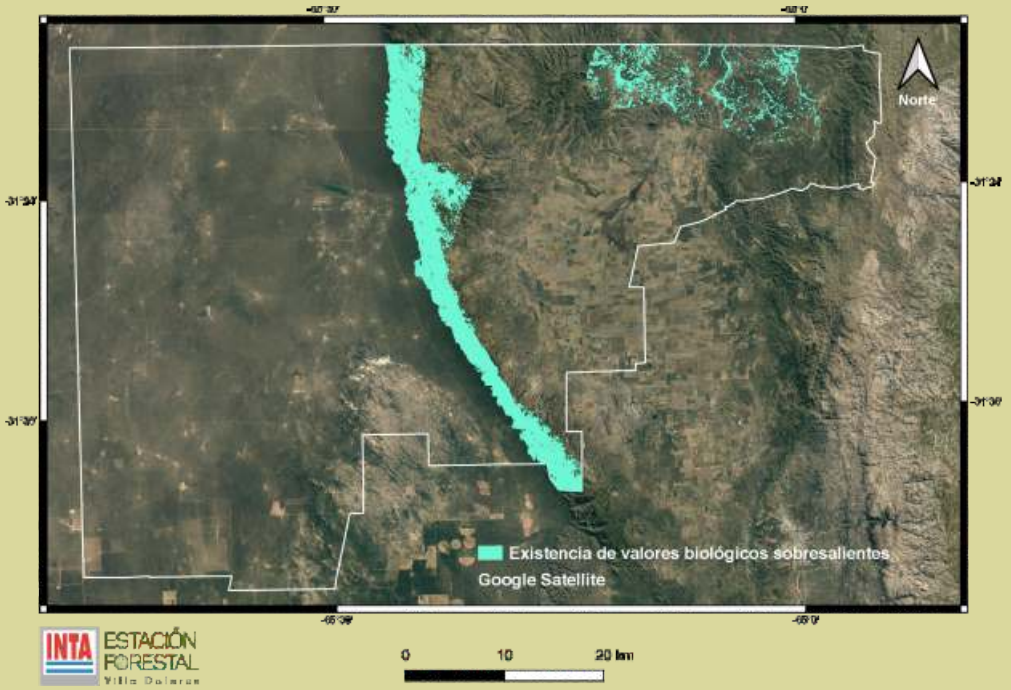


Figura 20. Criterio 5 - Departamento Pocho. Existencia de valores biológicos sobresalientes. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

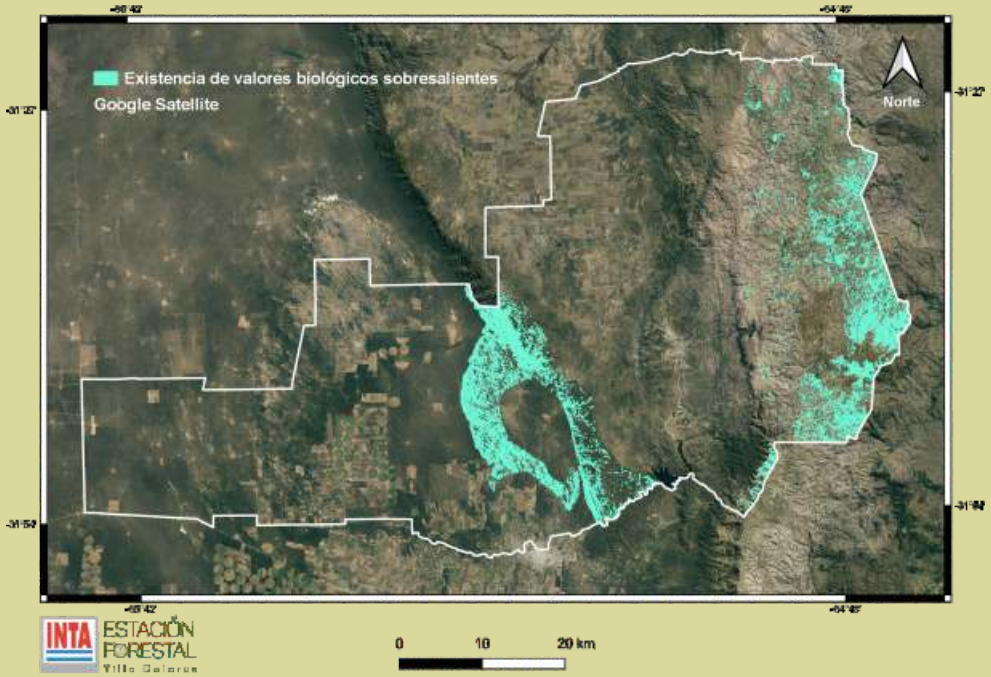
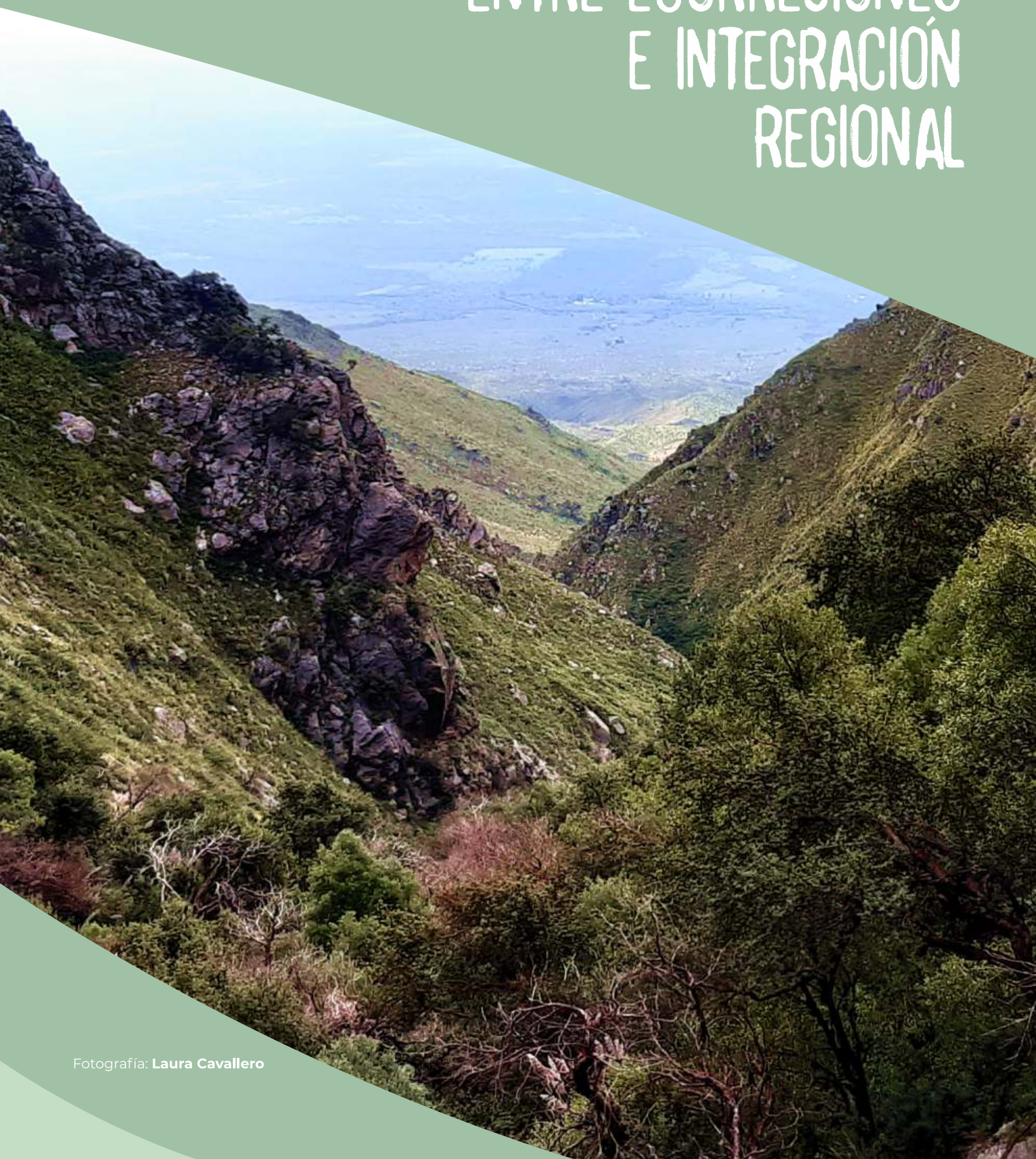


Figura 21. Criterio 5 - Departamento San Alberto. Existencia de valores biológicos sobresalientes. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

Figura 22. Criterio 5 - Departamento San javier. Existencia de valores biológicos sobresalientes. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

VINCULACIÓN CON ÁREAS PROTEGIDAS EXISTENTES, CONECTIVIDAD ENTRE ECORREGIONES E INTEGRACIÓN REGIONAL



Fotografía: **Laura Cavallero**

6. VINCULACIÓN CON ÁREAS PROTEGIDAS EXISTENTES, CONECTIVIDAD ENTRE ECORREGIONES E INTEGRACIÓN REGIONAL

6.1 ANTECEDENTES

Un corredor biológico, corredor ecológico o corredor de conservación es una región que permite mantener la conectividad entre dos o más áreas naturales protegidas existentes (parques nacionales, provinciales o municipales, reservas biológicas) o entre remanentes de los ecosistemas originales (parches o relictos). El flujo de las especies a través de los corredores depende del grado de modificación de los ecosistemas originales. Por ejemplo, si existen dos áreas protegidas separadas entre sí por una región no protegida, podría constituirse un corredor ecológico entre ambas. Si aún se registra vegetación natural entre las áreas protegidas, puede planificarse un corredor, que es manejado con el fin de mantener la composición, estructura y funcionalidad de la vegetación natural. El caso contrario sería que la vegetación natural haya sido transformada en áreas de cultivo o urbanizadas, lo que podría constituir una barrera para algunas especies. Por lo tanto, los corredores ecológicos son espacios que conectan áreas de importancia biológica, y que tienen la finalidad de mitigar los impactos negativos provocados por la fragmentación y degradación de bosques.

Fotografía: **Laura Cavallero**

Los corredores son fragmentos de hábitat con rasgos similares a las áreas protegidas o los relictos que conectan (Fig. 11). Cabe destacar que desempeñan un papel fundamental para permitir la interconexión entre los distintos fragmentos y reducir el denominado efecto 'distancia' que determina la presencia de un menor número de especies en los fragmentos muy aislados y/o pequeños (o cuyo tamaño de parche no asegura la viabilidad genética de una población) (Wilson, 1992). Los corredores facilitan la conectividad (que promueve el flujo ecológico y genético entre parches), es decir, la capacidad de los organismos para desplazarse entre fragmentos (o parches) de hábitat a conservar, separados por un determinado tipo de matriz que no permite el flujo de especies y/o de procesos ecológicos entre dichos fragmentos (Taylor y otros, 1993; Hilty y otros, 2006) (Fig. 23). Conectar parches con corredores puede beneficiar la conservación de la biodiversidad al brindar acceso a otras áreas de hábitat, aumentar el flujo de genes y viabilidad de la población, habilitar la recolonización de zonas degradadas y proveer un hábitat apropiado para especies que necesitan movilizarse. Asimismo, los corredores ecológicos (o biológicos) proporcionan otros beneficios asociados a la provisión de servicios ecosistémicos de regulación eco-hidrológica, climática, función paisajística-recreativa, entre otras.

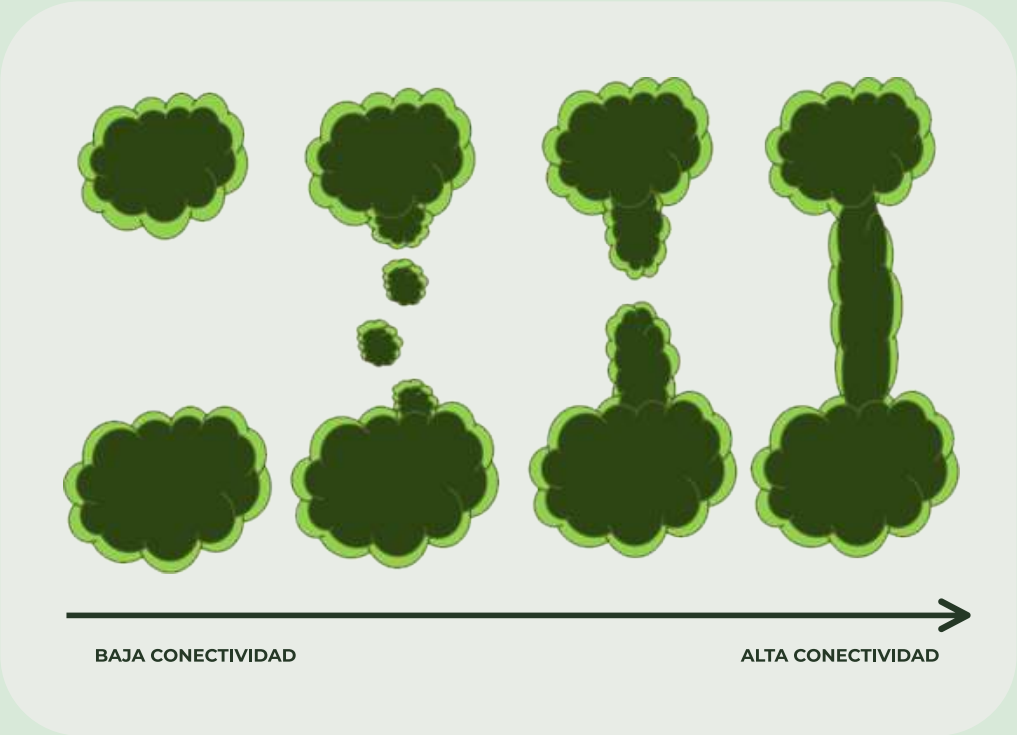


Figura 23. Esquemas que ejemplifican diferentes niveles de conectividad de dos parches, o diferentes niveles de permeabilidad de un paisaje (adaptado de Bentrup 2008 y Carranza et al. 2020). En verde oscuro se representan diferentes parches y corredores de bosques (con sus bordes en verde claro).

Un aspecto fundamental a tener en cuenta en la planificación de corredores es el "flujo o permeabilidad ecológica" entre las áreas a conectar. Según estudios de flujo de organismos, cuanto menor es el contraste entre las áreas protegidas y los hábitats adyacentes, no sólo es mayor el flujo de organismos (i.e. individuos de la misma o de diferentes especies) (Cadenasso y Pickett, 2000; Cadenasso y Pickett, 2001), sino que también es menor el contraste de variables físicas, es decir, menor efecto borde (ej. un parche de bosque en una matriz de arbustales tendría menor contraste ecológico que un parche de bosque en un matriz de cultivo agrícola) (Didham y Lawton, 1999; Mesquita et al., 1999; Weathers et al., 2001). Esto determina que la matriz sea más o menos permeable a la movilidad de individuos entre fragmentos. La permeabilidad de la matriz ha sido estudiada evaluando distintos flujos, tales como: invertebrados del bentos marino hacia el interior ecosistemas de pastos marinos (Holmquist, 1998), malezas exóticas (de cultivos y/o pastizales) hacia e interior de un bosque (Honnay et al., 2002) y artrópodos hacia áreas cultivadas (Duelli et al., 1990). En síntesis, el movimiento de organismos entre hábitats está sujeto a la permeabilidad de la matriz, que determina la conectividad entre parches de hábitat o ecosistemas que se desea conservar (López-Barreda 2004; Bentrup 2008).

Para que un corredor ecológico sea efectivo y cumpla su función debe incluir áreas de amortiguamiento. Las zonas de amortiguamiento son bordes que rodean a los corredores, y que moderan la influencia de la matriz. Estas áreas amortiguan los efectos ambientales (negativos) que puede ejercer la matriz sobre el corredor y protegen contra presiones (ambientales y/o antrópicas) externas negativas (por ej. condiciones micro-ambientales extremas de la matriz, deriva de fumigaciones de cultivos aledaños, o efecto de vientos o huracanes).

Según una revisión de más de 4000 trabajos científicos, para que los corredores sean funcionales conectando relictos o áreas protegidas (i.e. que fluyan propágulos y/o fauna entre dos parches de hábitat) deben utilizarse diferentes anchos de borde o zonas de amortiguamiento (buffers) (Fig. 24; Bentrup 2008).

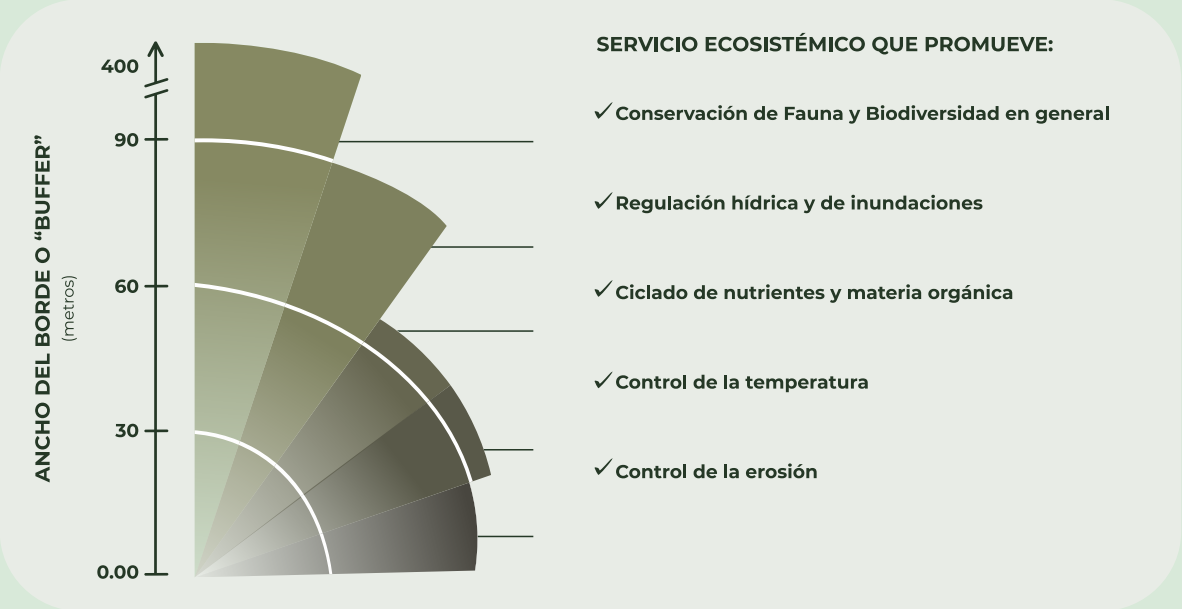


Figura 24. Anchos de buffers (o zonas de amortiguamientos) para parches de ecosistemas que se desea conservar, o para definir anchos de corredores ecológicos que conectan parches que se desean conservar. Cada ancho promueve la conservación de diferentes servicios ecosistémicos (adaptado de Bentrup 2008).

6.2 MÉTODOS

Para generar el mapa indicador de este criterio se diseñaron corredores ecológicos con el fin de promover la conectividad entre áreas naturales protegidas de jurisdicción nacional, provincial, municipal y privadas. Específicamente, los corredores permiten conectar el Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica Pampa de Achala (ubicadas al este, en altas cumbres), con el Parque Nacional Traslasierra y la reserva provincial de Chancaní, pasando por la reserva natural intermunicipal situada en los cerros denominados Los Nonos y por la zona del peri-lago que va desde el vado principal de Nono hasta paredón del Dique La Viña (Fig. 25). Además, hacia el sur permiten conectar el Parque Nacional Quebrada del Condorito y la Reserva Hídrica Pampa de Achala con el Parque Nacional Sierra de las Quijadas (San Luis), pasando por las reservas El pirkero y Los barrancos (Fig. 25). Estos corredores no solo permiten conectar áreas naturales protegidas, sino que también diferentes ecorregiones como el Chaco árido con el Chaco serrano y los pastizales de altura (Fig. 26). Para tal fin, los corredores se diseñaron en base a una matriz de permeabilidad al movimiento de fauna. Para elaborar la matriz de permeabilidad, tanto los cursos, cuerpos y represas de agua como los fragmentos de bosque y el estado de conservación de la vegetación natural (muy alto y alto), se consideraron como atributos que incrementan la permeabilidad de la matriz (piedras de paso), mientras que los caminos, cultivos y las manchas urbanas, disminuyen la permeabilidad de la matriz. Dicho procesamiento se realizó con el programa Graphab 2.4.

Para que un corredor ecológico sea efectivo debe tener un ancho mínimo que asegure un alto nivel de protección, y debe estar rodeado de una zona de amortiguación. Existe un amplio debate sobre el ancho mínimo de los corredores ecológicos, ya que éste depende de la especie que lo utilice, sin embargo, varios autores sugieren que la zona de corredor estricto debería tener un ancho mínimo de 400 m (ej. Forman 1995; Laurance 2004; Cohen et al. 2009). Además, a esta faja de protección estricta, se le sumó otra faja de amortiguación de 300 m a cada lado. Esto significa que los corredores se componen de un núcleo de protección estricta de 400 m de ancho y una zona de amortiguación de 300 m de ancho a cada lado del núcleo (400 m protección estricta + 300 m de amortiguación a cada lado = Corredor ecológico de 1000 m de ancho).

6.3 RESULTADOS Y RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS

Considerando la permeabilidad de la matriz al movimiento de fauna silvestre se detectaron 5 potenciales corredores ecológicos con algunas ramificaciones. Los corredores abarcan un total de 14.867 ha de área núcleo y 21.260 ha de área de amortiguación incluyendo los tres departamentos, por lo que este tipo de iniciativas deben planificarse a nivel regional (Figs. 25, 26). Específicamente, el departamento San Javier sería el que mayor superficie debería destinar para la creación de los corredores ecológicos (5,7%), seguido por San Alberto (4,2%) y Pocho (3,8%).

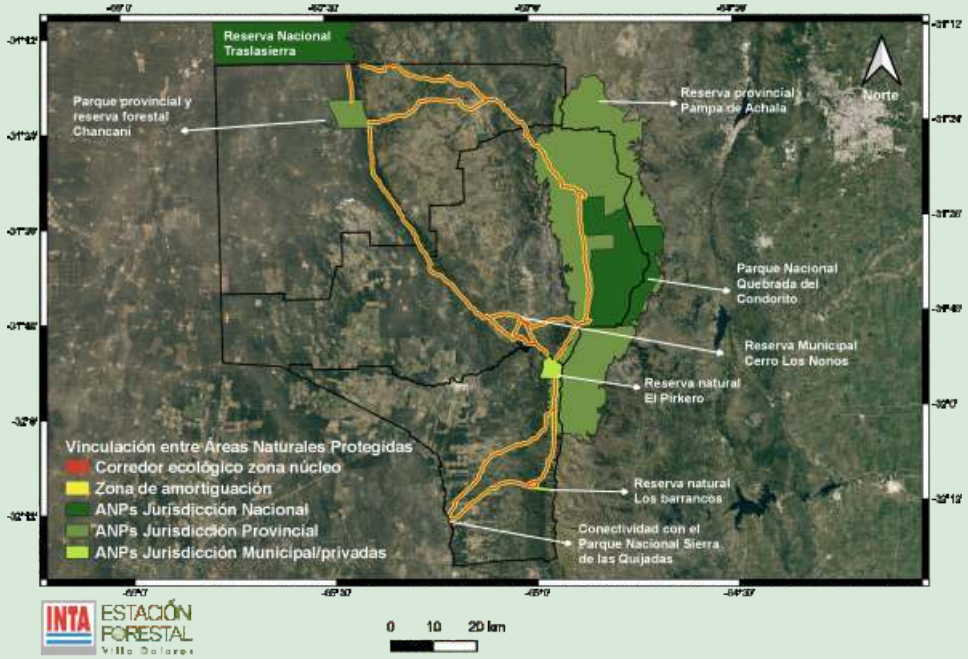


Figura 25. Criterio 6-Departamentos Pocho, San Alberto y San Javier. Vinculación con áreas protegidas existentes. Recomendación de áreas destinadas a la conformación de corredores ecológicos. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos y constatación directas en terreno.

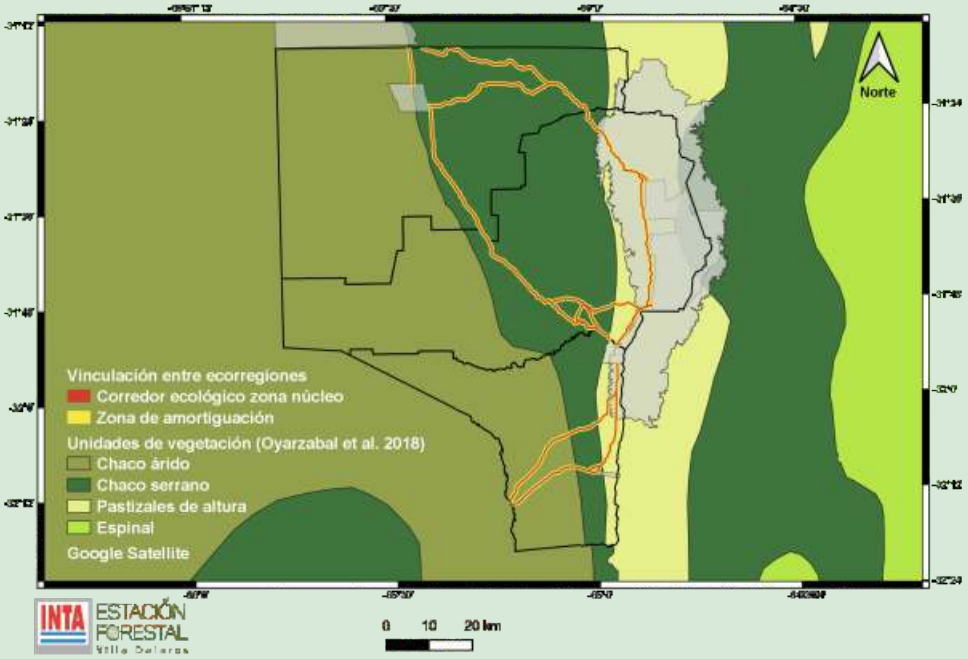


Figura 26. Criterio 6-Departamentos Pocho, San Alberto y San Javier. Conectividad entre ecorregiones e integración regional. Recomendación de áreas destinadas a la conformación de corredores ecológicos. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno. Las áreas en color en GRIS son las Áreas Naturales Protegidas (Parques Nacionales y reservas provinciales y Municipales) que son interconectadas por los corredores ecológicos.

VINCULACIÓN CON OTRAS COMUNIDADES NATURALES

Fotografía: **Luján Ahumada**

7. VINCULACIÓN CON OTRAS COMUNIDADES NATURALES

7.1 ANTECEDENTES

Este criterio posee la finalidad de conservar la transición o gradiente entre dos ecosistemas naturales diferentes (ej. bosque y pastizal), que se denomina 'ecotono'. Generalmente, en el ecotono viven especies propias de ambas comunidades, pero también pueden encontrarse organismos particulares, ajenos a ambas.

A veces la zona de contacto entre dos comunidades constituye un límite bien definido, denominado borde. En otros casos hay una zona intermedia con un cambio gradual de un ecosistema al siguiente (Begon et al. 2006). Aumentar el valor de conservación de las comunidades naturales vinculadas a los relictos de bosque, no sólo ayuda a conservar esos relictos, sino que también a las especies que nidifican o se reproducen en el bosque pero que se alimentan fuera de este ecosistema. Esto permite generar áreas de amortiguación que garanticen la conservación de los relictos y sus bordes (de transición). En este sentido, una de las consecuencias más evidentes de la fragmentación de ecosistemas forestales es la susceptibilidad de los fragmentos de bosque a los efectos negativos de sus bordes (López-Barrera 2004). El efecto borde puede definirse como el resultado de la interacción de dos ecosistemas adyacentes (Murcia, 1995) o cualquier cambio en la distribución de una variable dada que ocurre en la transición entre hábitats (Lidicker, 1999; Lidicker y Peterson, 1999). Los efectos negativos más comunes son mayor mortalidad de fauna o flora cerca del borde en comparación con el interior del bosque (Chen et al. 1992; Mills 1995) y la consecuente reducción del área del fragmento (Harris, 1988; Gascon et al., 2000).

Fotografía: **Laura Cavallero**

Por este motivo, es fundamental conservar tanto los ecotonos o bordes por su mayor diversidad de especies, así como también para una mejor conservación de los relictos de bosque.

7.2 METODOS

Para elaborar el mapa indicador de este criterio nos focalizamos en preservar gradientes ecológicos al aumentar el valor de conservación de las comunidades de vegetación natural, aledañas a los parches de bosque definidos en el criterio 3. Para ello se dispusieron fajas de amortiguación alrededor de los parches de bosque, utilizando el mapa indicador del criterio 3, e incluyendo solo la vegetación natural (eliminando los cultivos –anuales, perennes y forestales-, caminos y manchas urbanas). Se agregaron 10 fajas consecutivas alrededor de los parches de bosque con el fin de que su valor de conservación disminuya a medida que aumenta la distancia al bosque. El ancho de cada faja es de 50 m. Por lo tanto, el mapa resultante tiene la

potencialidad de indicar la distancia entre los parches de bosque, la cual también se asocia a la fragmentación. Para generar las fajas de amortiguación alrededor de los relictos de bosque se utilizó la herramienta 'buffer' del programa QGIS.

7.3 RESULTADOS Y RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS:

El procesamiento realizado muestra que dentro del área de estudio existen zonas con marcado cambio de uso de suelo. Específicamente, en el departamento Pocho el bosque está altamente fragmentado en la pampa de Pocho cuyas tierras están destinadas, en gran medida, a la agricultura (Fig. 27). En el departamento San Alberto la fragmentación del bosque asocia a diferentes factores. Hacia el este, existe una la elevada proporción de roca y la topografía es compleja, por lo que los bosques se restringen a las quebradas. En el centro, la proliferación de asentamientos urbanos como Mina clavero, Cura Brochero, Arroyo de los Patos y Nono ha inducido el reemplazo de bosques nativos por suelo impermeabilizado, incrementando la fragmentación del bosque remanente. Hacia el oeste la actividad agropecuaria es la principal causa de cambio de uso del suelo (Fig. 28). Finalmente, en el departamento San Javier el crecimiento urbano de Villa Dolores (ciudad cabecera del departamento y la más grande de Traslasierra) y las actividades agropecuarias son las principales causas asociadas a la pérdida de bosques y su fragmentación (Fig. 29).

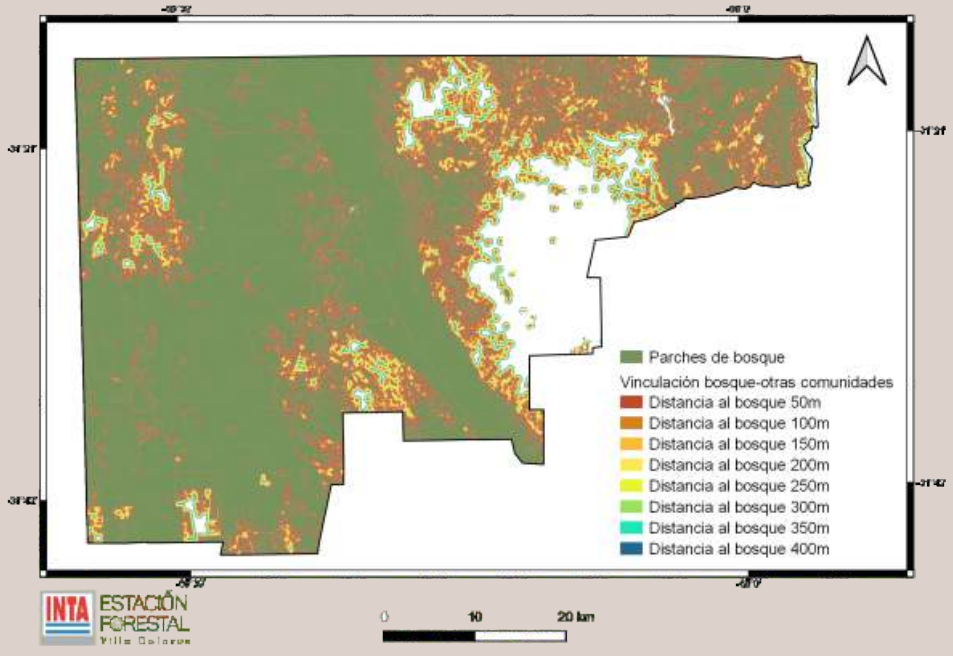


Figura 27. Criterio 7-Departamento Pocho. Vinculación de parches de bosque con otras comunidades naturales a los fines de conservar gradientes ecológicos completos. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

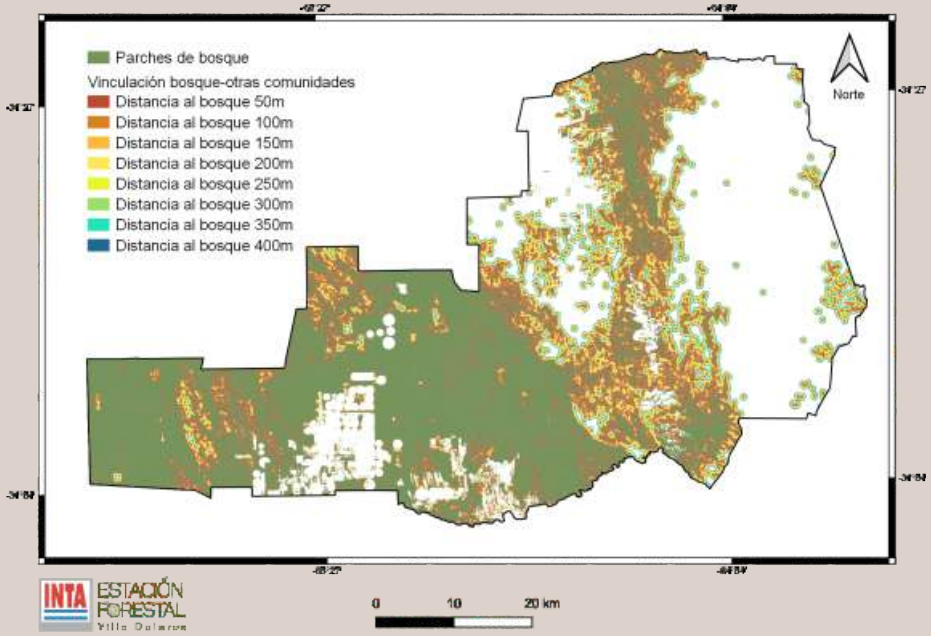


Figura 28. Criterio 7 - Departamento San Alberto. Vinculación de parches de bosque con otras comunidades naturales a los fines de conservar gradientes ecológicos completos. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

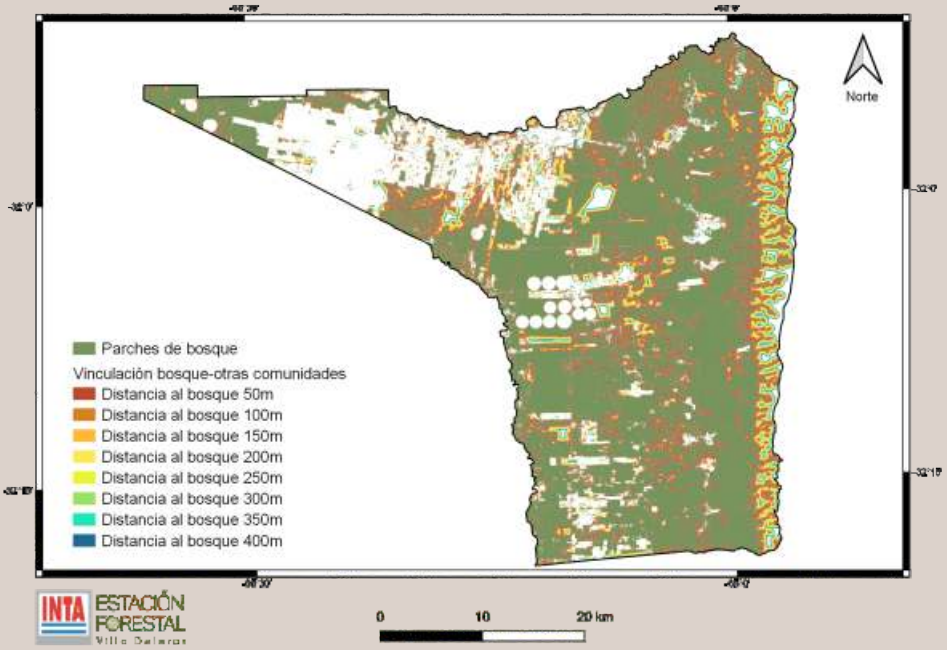
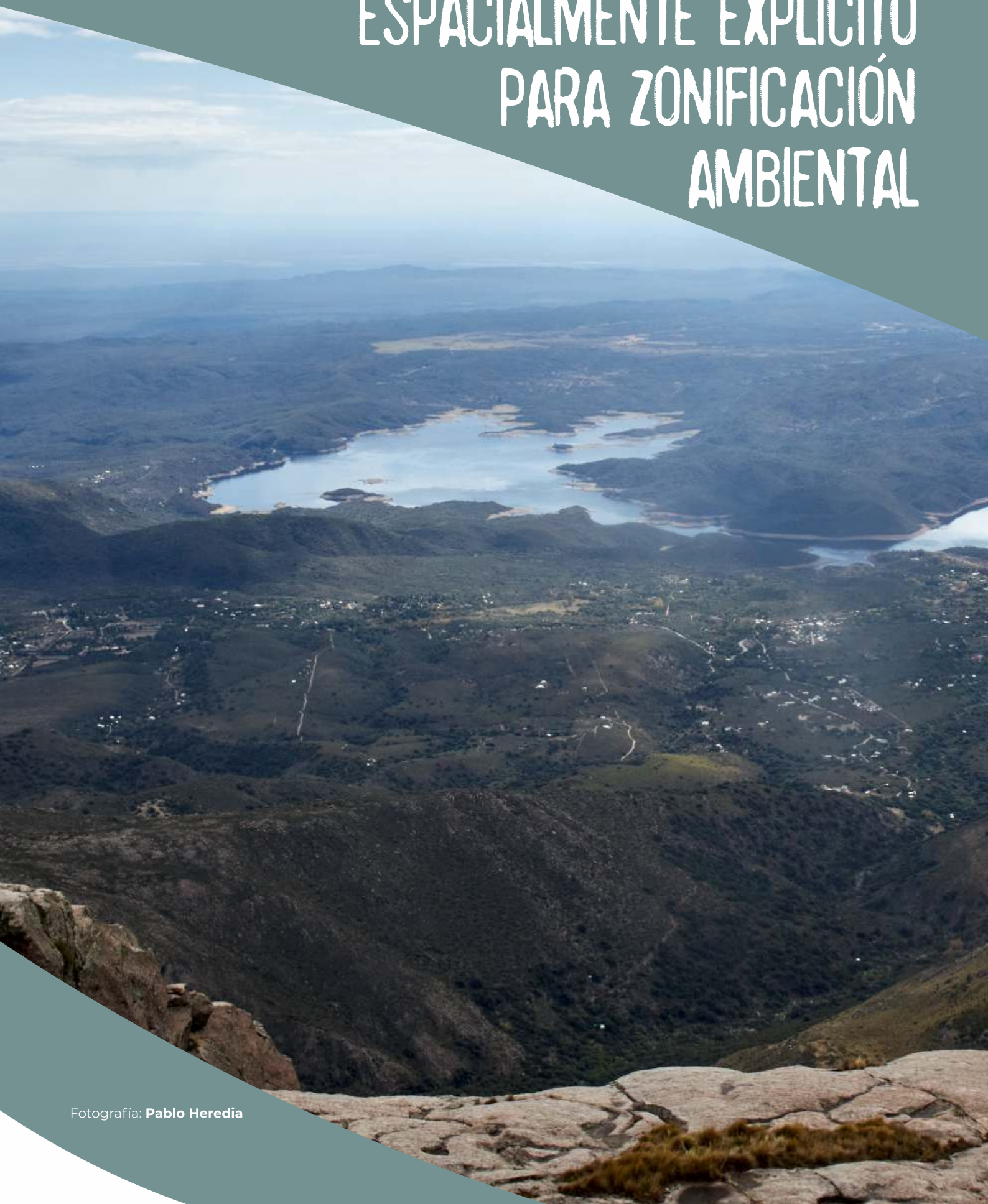


Figura 29. Criterio 7 - Departamento San Javier. Vinculación de parches de bosque con otras comunidades naturales a los fines de conservar gradientes ecológicos completos. Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

MODELO MULTICRITERIO ESPACIALMENTE EXPLÍCITO PARA ZONIFICACIÓN AMBIENTAL



Fotografía: **Pablo Heredia**

8. MODELO MULTICRITERIO ESPACIALMENTE EXPLÍCITO PARA ZONIFICACIÓN AMBIENTAL

El sistema de información geográfica (SIG) que incluye los mapas indicadores de cada Criterio de Sustentabilidad Ambiental se integró en un Modelo Multicriterio para obtener un mapa de zonificación final con diferentes niveles de restricciones ambientales a cambios en el uso del suelo. Estos usos incluyen la actividad agropecuaria, turística y/o desarrollos urbanos, u otra actividad antrópica, que modifique los paisajes naturales y/o altere su capacidad de brindar servicios ecosistémicos. Los métodos de Evaluación Multicriterio (EMC) son herramientas orientadas a asistir en los procesos de toma de decisiones en base a la ponderación y valoración de criterios. Los criterios pueden ser continuos (ej. la superficie óptima de un determinado cultivo que maximice el ingreso y minimice la erosión), o discretos (ej. la mejor opción de entre varias alternativas de ordenamiento), dando lugar a métodos multicriterio continuos o discretos (Cisneros et al. 2011). Las técnicas de EMC convencionalmente no han sido espacialmente explícitas, sin embargo, dicha aplicación no es realista en muchas situaciones de decisión, debido a que generalmente los criterios de evaluación varían de acuerdo al espacio. En este sentido, los problemas de decisión implican el uso de datos geográficos y sus análisis requieren básicamente valores de criterios localizados geográficamente. Es por ello que el SIG se integró en un modelo multicriterio espacialmente explícito (Stephen 1991).

La EMC se realizó mediante técnicas aditivas. En este tipo de técnicas las puntuaciones de los criterios están estandarizadas en una escala de variación común para permitir la compensación entre los criterios. La puntuación total de cada píxel se calcula multiplicando el peso ponderado de cada criterio por el valor que adquieren las diferentes categorías dentro de cada mapa indicador de cada criterio.

Para la asignación de los pesos ponderados de cada criterio se utilizó el Método de Comparación “Por Pares” o “Método de las Jerarquías Analíticas (Analytic Hierarchy Process según Saaty, 1980)”. Este método consiste en formalizar la comprensión intuitiva de un problema multicriterio complejo, mediante la construcción de un modelo jerárquico, que le permite al decisor estructurar el problema. Así, el decisor asigna una importancia relativa a cada criterio por medio de una serie de comparaciones entre pares de criterios, con las que se forma una matriz de comparación. Para la asignación de los pesos de cada criterio se utilizó una escala de importancia cualitativa que varía entre 1 y 9 (Tabla 9).

Tabla 9. Escala de medidas para las matrices jerárquicas analíticas.

MAGNITUD DE IMPORTANCIA	DEFINICIÓN	EXPLICACIÓN
1	Igual importancia	Igual importancia entre criterios
3	Moderada importancia	Se favorece levemente un criterio sobre otro
5	Fuerte importancia	Se favorece fuertemente un criterio sobre otro.
7	Muy fuerte importancia	La dominancia de un criterio sobre otro está demostrada en la práctica
9	Extrema importancia	La evidencia que favorece un criterio sobre otro es absoluta
2, 4, 6, 8	Valores intermedios	Se utilizan cuando es necesario un término medio entre los valores mencionados anteriormente.

En base a información bibliográfica y a talleres de discusión del grupo científico-técnico de la Estación Forestal INTA Villa Dolores, AER Cruz del Eje y EEA Manfredi, y a consultas (encuestas on-line) a técnicos de otras instituciones científico-técnicas de CONICET y UNC de Córdoba (ej. IMBIV y CERNAR), se realizó la ponderación de cada criterio y la valoración de las categorías dentro de cada criterio (Tabla 10). A partir de la comparación relativa entre pares de criterios se calcularon los pesos de cada criterio (Tabla 9). El resultado de la ponderación de los criterios se normalizó para que la evaluación se realice sobre escalas comparables en tipo, rango de extensión, unidad de medida eventual, posición en cero, y dispersión, entre otros (Barba-Romero y Pomerol 1997).

Tabla 10. Método de las Jerarquías Analíticas para establecer una priorización relativa entre criterios mediante la comparación de a pares (basado en Barba-Romero y Pomerol 1997).

CRITERIOS*	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	PESO RESULTANTE *(p)*
C1	1	2	2	2	3	4	5	0,280
C2	1/2	1	2	2	3	4	5	0,229
C3	1/2	1/2	1	1/2	1	1	5	0,109
C4	1/2	1/2	2	1	2	2	5	0,159
C5	1/3	1/3	1	1/2	1	2	5	0,107
C6	1/4	1/4	1	1/2	1/2	1	5	0,085
C7	1/5	1/5	1/5	1/5	1/5	1/5	1	0,031

*
C1: Potencial de conservación de cuencas.
C2: Regulación de la erosión hídrica.
C3: Superficie de bosque.
C4: Estado de conservación y valores sobresalientes.
C5: Existencia de valores biológicos sobresalientes.
C6: Vinculación con áreas protegidas existentes, conectividad entre ecorregiones e integración regional.
C7: Vinculación de bosques con otras comunidades naturales.

Una vez calculados los pesos para cada criterio, se realizó el mismo procedimiento para valorar las categorías dentro de cada criterio. Así, mediante el método de las jerarquías analíticas se calcularon los pesos y las valoraciones para todos los criterios. Finalmente, el valor final de restricción ambiental de cada pixel se calculó mediante la integración de la información en un modelo aditivo (Fig. 28) (Carver 1991; Svoray et al. 2005):

$$RA_i = \sum_{j=1}^{n} p_j v_i$$

donde *RAi* expresa la restricción ambiental del pixel *i*, que a su vez se obtiene de la sumatoria de los productos de cada valor *(v)* del píxel *i* para cada criterio, multiplicado por el peso ponderado *(p)* por el coeficiente *j* de cada criterio'(Tabla 10).

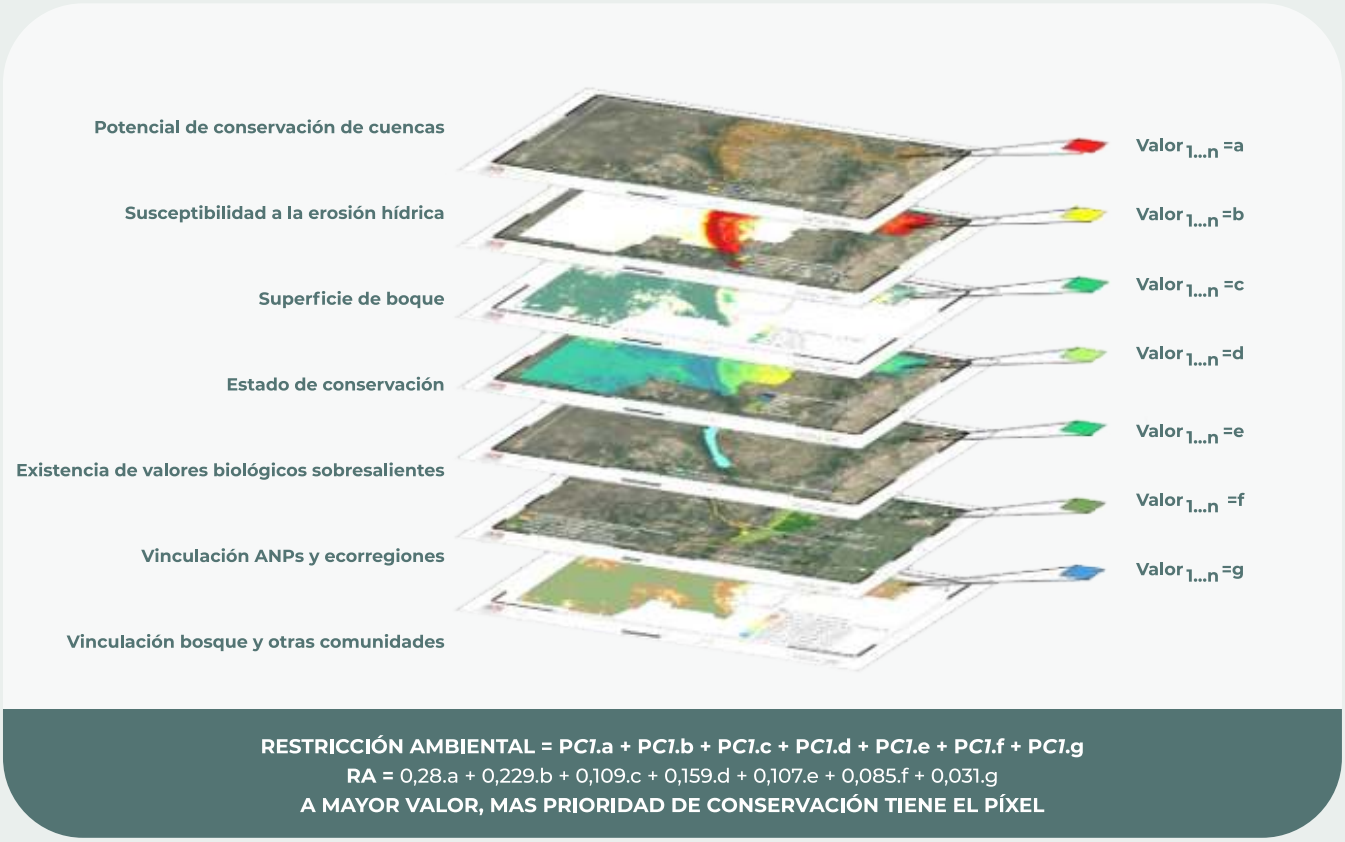


Figura 30. Modelo Multicriterio para obtener la zonificación integrando toda la información de los mapas generados para cada criterio.

La integración de la información correspondiente a los 7 criterios de sustentabilidad ambiental en un modelo multicriterio permitió generar un mapa de restricciones ambientales al uso antrópico para cada departamento (Figs. 31-33). En el mapa zonifica a los departamentos en 5 categorías de restricciones ambientales al cambio de uso de suelo, el 7,1 % de la superficie del departamento San Alberto (24.151 ha) registró un nivel extremo de restricción ambiental, seguido por los departamentos de San Javier (7,0%) y Pocho (5,4%). La categoría que ocupa la mayor superficie dentro del departamento San Alberto (36,8 %) es la de restricción muy alta, afectando a 124.320 hectáreas. En cambio, aproximadamente la mitad de la superficie del departamento Pocho (49,5%) registró la categoría de restricción alta, abarcando 150.812 ha. En el departamento San Javier, la categoría de restricción alta también ocupa la mayor superficie (35,4%; 54.663 ha). Por lo tanto, según el modelo multicriterio, el 77 % de la superficie del departamento Pocho registró niveles de restricción ambiental alta, muy alta o extrema, seguido por el departamento San Alberto (74,6 %) y San Javier (69,2 %). Por otro lado, los tres departamentos poseen el 11,6 % de su superficie aproximadamente (± 0.3 %) en categoría de restricción media.

Finalmente, el departamento San Javier registra la mayor proporción de superficie en la categoría de restricción baja (19,7 %), seguido por San Alberto (13,5 %) y Pocho (11,2 %). Estas zonas están asociadas principalmente a tierras con muy baja pendiente del terreno y con niveles de degradación altos de los ecosistemas, o zonas con mayor reemplazo de bosques por uso agrícola (Figs. 31, 32 y 33).

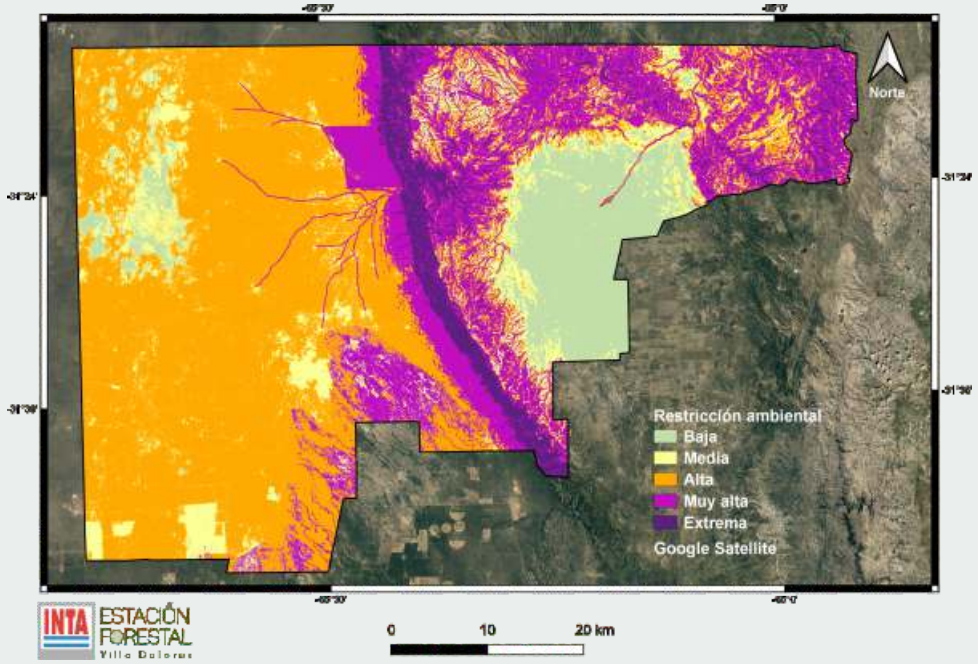


Figura 31. Restricciones ambientales a cambios en el uso del suelo - Departamento Pocho. Mapa de restricciones ambientales calculado en base al riesgo de degradación ambiental (ej. pendiente) y/o al valor ecológico asociado a la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos (principalmente de soporte, regulación).
Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

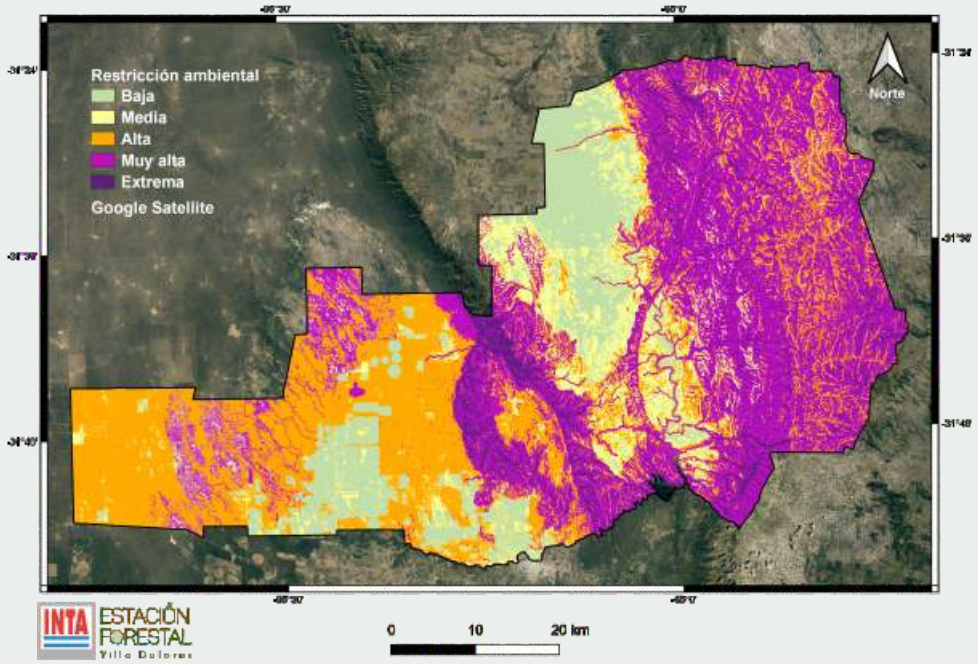


Figura 32. Restricciones ambientales a cambios en el uso del suelo - Departamento San Alberto. Mapa de restricciones ambientales calculado en base al riesgo de degradación ambiental (ej. pendiente) y/o al valor ecológico asociado a la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos (principalmente de soporte, regulación).
Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

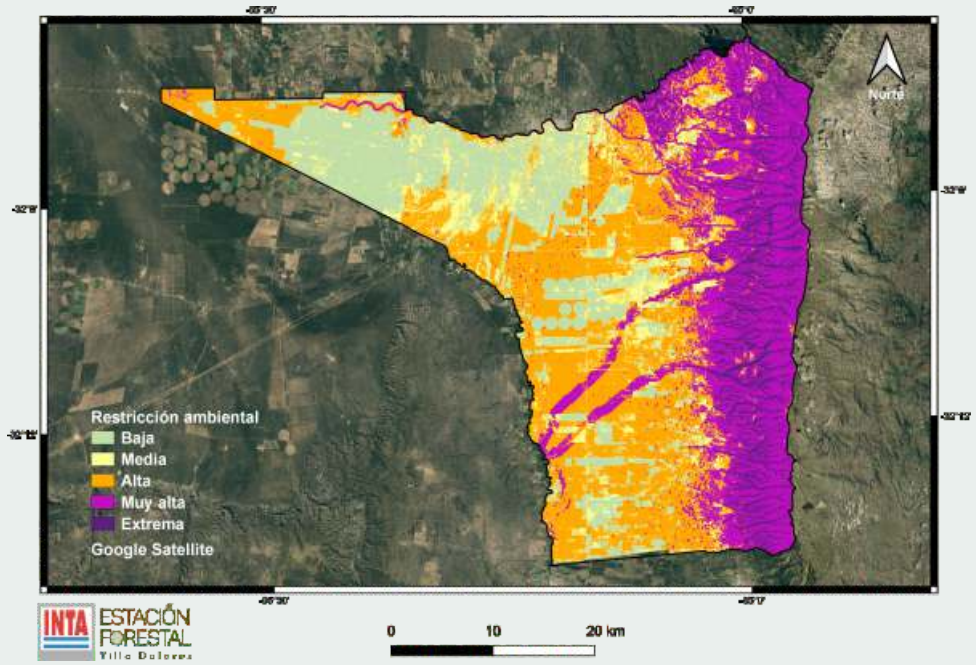


Figura 33. Restricciones ambientales a cambios en el uso del suelo - Departamento San Javier. Mapa de restricciones ambientales calculado en base al riesgo de degradación ambiental (ej. pendiente) y/o al valor ecológico asociado a la capacidad de provisión de servicios ecosistémicos (principalmente de soporte, regulación).
Esta información de base debe ser utilizada como orientativa, y puede poseer errores de precisión derivados del procesamiento de los datos, por lo que, para su aplicación, es necesario realizar chequeos en terreno.

Fotografía: **Francisco G. Alaggia.**

RECOMENDACIONES DE USO Y CONSERVACIÓN AMBIENTAL

A continuación, se describen algunas recomendaciones generales que se sugieren para las diferentes categorías de restricciones ambientales al uso antrópico (Figs. 31-33).

• **Restricción extrema (color violeta oscuro):** Zonas de vulnerabilidad extrema por su posición en la cabecera de la cuenca hídrica, sitios con pendiente mayor al 10% (altamente susceptible a la erosión) y con proximidad a cursos de agua. Su degradación puede comprometer la provisión de agua en cantidad y calidad, y acarrear procesos de erosión y/o inundación cuenca abajo. En estas zonas no se pueden implementar cambios en el uso de suelo (como la construcción edilicia, urbanización o emprendimientos de recreación destinados al turismo) y además sería fundamental que dichos ecosistemas se mantengan en óptimas condiciones de conservación. Solo deberían destinarse a actividades de investigación y protección ambiental. Si en estas zonas se encuentran ecosistemas en estados degradados, se recomienda implementar prácticas de restauración ecológica de los mismos.

• **Restricción muy alta (color violeta claro)**: Zonas de muy alta vulnerabilidad, sujetas a riesgo ambiental por su (i) proximidad a cursos de agua o (ii) por poseer una pendiente mayor al 10%, o bien por alguna combinación de i o ii + parches de bosque con superficie mayor a 1000 ha; o alternativamente, una combinación de i o ii + existencia de valores biológicos sobresalientes, o por ubicarse en terrenos mayormente planos pero poseer relictos de bosque de gran superficie (> 1000 ha), en buen estado de conservación (alto o muy alto) y/o ubicados dentro de los corredores ecológicos. No admite cambio de uso de suelo, y se debería destinar únicamente a actividades de investigación, protección ambiental, restauración ecológica y/o reforestación con especies autóctonas. Excepcionalmente se podrían admitir usos rurales para beneficiar economías rurales familiares o de baja escala, tales como recolección responsable de hierbas y frutos del monte, apicultura.

Restricción alta (color naranja): Zonas de alta vulnerabilidad, susceptibles a la erosión por poseer pendientes entre 5-10 % dentro de la faja de amortiguación de cursos de agua (ZMC), en combinación con relictos de bosque nativo de gran superficie (> 1000 ha) o con existencia de valores biológicos sobresalientes. No deberían admitirse cambios de uso de suelo, deberían destinarse únicamente a actividades de investigación y docencia, protección ambiental, ecoturismo (ej. trekking, avistaje de aves), restauración ecológica y/o reforestación con especies autóctonas. Excepcionalmente se podrían admitir usos rurales para beneficiar economías familiares o de baja escala (ej. recolección responsable de hierbas y frutos del monte, apicultura).

• **Restricción media (color amarillo):** Zonas de vulnerabilidad ambiental media, que registran uno o más de los siguientes atributos: son moderadamente susceptibles a la erosión por poseer pendientes entre 3-5 %, o que tienen relictos de bosque nativo, o con proximidad a cursos de agua (ZMC), comunidades vegetales de alto valor de conservación o forman parte de corredores biológicos. Admite un uso agropecuario sustentable sin reemplazar los ecosistemas naturales existentes (ej. ganadería extensiva de bajo impacto, uso múltiple del bosque, agricultura familiar de baja escala), uso recreativo, ecoturismo, restauración y/o rehabilitación ecológica.

• **Restricción baja (color gris):** Podría admitir cambio de uso de suelo siempre y cuando esté basado en estudios y evaluaciones de impacto ambiental. Los usos podrían ser fruticultura, horticultura, cultivos de verdeos, cría de aves de corral, uso residencial, emprendimientos turísticos, con planes de manejo establecidos por profesionales habilitados por autoridades municipales y provinciales. Se recomienda que las intervenciones sean siempre de baja escala espacial, y que se plantee en el contexto de un ordenamiento integrado de la cuenca. Esto se relaciona a que deben contemplarse las interacciones espaciales del cambio de uso de suelo de estas zonas, ya que, si por ejemplo se impermeabilizan grandes superficies del suelo, esto podría acarrear problemas de inundaciones, salinización de suelos y/o napas, erosión, entre otros.

Dique La Viña. Fotografía: **Francisco G. Alaggia**

CONSIDERACIONES FINALES

La información generada y provista en este trabajo tiene el objetivo de proveer más detalle y/o conocimiento acerca de las restricciones ambientales al uso antrópico que pueden tener determinadas áreas de una cuenca o paisaje. Además, pretende proporcionar un enfoque metodológico sobre ordenamiento ambiental del territorio posible de aplicar en otras regiones del país. Si bien esta información representa una herramienta importante para el OT de comunas, municipios, o instituciones provinciales, no reemplaza la evaluación y el reconocimiento en el terreno que deben hacer los técnicos responsables de dichas instituciones (municipales, comunales o provinciales). Además, es importante remarcar que en ningún caso puede ser menos restrictivo que las leyes provinciales, como la 9.814/2010, o nacionales como la 26.331. En los casos que esta información de base se utilice para realizar algún ordenamiento regional o predial, o una evaluación de impacto ambiental, o para la generación de planes prediales de conservación y uso sustentable (asociados a leyes como la Ley de Bosque), deberá ser acompañada por informes y evaluaciones a campo como lo establecen las leyes provinciales o reglamentaciones municipales o comunales, y son los organismos técnicos de dichas administraciones gubernamentales los responsables de evaluar y aprobar (o no) posibles usos sustentables y/o cambios de uso de la tierra.

BIBLIOGRAFÍA

Alaggia, F. G.; Pons, D. H.; Cavallero, L.; García, C.; López, D. R. (2020). Metodología para la determinación de coberturas de suelo a través de Google Earth Engine. Valle de Traslasierra, Córdoba, Argentina. 3er Congreso internacional del Gran Chaco Americano, Santiago del Estero, Argentina.

Alaggia, F. G., Torres, R. C., & Nori, J. (2022). Efecto hipotético del cambio climático sobre la distribución de dos especies leñosas dominantes del Chaco Serrano. Ecología Austral, 32: 219-230.

Argañaraz, J. P., Radeloff, V. C., Bar-Massada, A., Gavier-Pizarro, G. I., Scavuzzo, C. M., & Bellis, L. M. (2017). Assessing wildfire exposure in the Wildland-Urban Interface area of the mountains of central Argentina. Journal of environmental management, 196, 499-510.

Assadourian C. S. (1983) El sistema de la economía colonial: el mercado interior, regiones y espacio económico. Editorial Nueva Imagen. Mexico DF. 367 p. Laguens & Bonnin 1985.

Barchuk, A. H., Britos, A. H., & Basconcelo, S. (2017). Análisis de los riesgos de desertificación para la cuenca de Salinas Grandes al noroeste de la provincia de Córdoba, Argentina. El paisaje entre ciencia, educación y planificación: el legado que dejamos, 47.

Barchuk, A., Martínez, M., & Donato, V. (2015). Riesgos ambientales ante el cambio de usos de suelo en Sierras Chicas. TecYt,(2). Revista Electrónica del Taller de Estudios de la ciudad y el Territorio, FAUDi-UNC. Córdoba, Argentina. Disponible: https://revistas.unc.edu.ar/index.php/tecyt/article/view/15293 (Consultado en noviembre 2022).

Cabido, M., González, C., Acosta, A., & Díaz, S. (1993). Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. Vegetatio 109: 5-14.

Capitanelli R. (1979) Clima. En: Geografía Física de la Provincia de Córdoba (eds J. Vazquez, R. Miatello & M. Roqué) pp. 45–138, Ed. Boldt, Buenos Aires.

Carranza C.A. & Ledesma M. (2005) Sistemas silvopastoriles en el Chaco Arido. IDIA XXI Forestales, Pp 240 – 246.

Carranza C.A. & Ledesma M. (2009) Bases para el manejo de Sistemas Silvopastoriles. En: XIII Congreso Forestal Mundial, Bs. As.

Carranza, López, Cavallero, Mussat, Peri, Daniele, Cabello, Manzur, Ledesma (2017). Sistema de Monitoreo para Sitios Pilotos con Planes de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI). Jornada-Taller: Producción Animal en Sistemas Agro-Silvo-Pastoriles; En: el 40° Congreso Argentino de Producción Animal de la AAPA.

Carranza C.A & Ledesma M. (2012). Regeneración de leñosas en sistemas silvopastoriles en el Chaco Arido del NO de Córdoba.

Cavallero L.; Alaggia F.G.; Pons D.H.; Ahumada L.; Zarate M.H. 2020. Avance de la urbanización sobre bosques en diferentes categorías de protección según la Ley 26.331. 3° Congreso Internacional del Gran Chaco Americano, 11 al 13 de noviembre, Santiago del Estero.

Cavallero, L., Mari, N., Carranza, C. A. (Editores) (2018). Ordenamiento Ambiental de Bosques y Ecosistemas Asociados para el Desarrollo Sustentable en el ejido del Municipio de Nono, Valle Traslasierra, Córdoba (Argentina).

Cavieres, L. A., Mihoc, M. A. R. I. T. Z. A., Marticorena, A. L. I. C. I. A., Marticorena, C., Matthei, O., & Squeo, F. A. (2001). Determinación de áreas prioritarias para la conservación: análisis de parsimonia de endemismos (PAE) en la flora de la IV Región de Coquimbo. Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarias para su Conservación: Región de Coquimbo, 55957.

COTBN (Comisión de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos) (2009). Secretaría De Ambiente, Gobierno De La Provincia De Córdoba. Disponible en Internet, URL: http://www.leydebosquescordoba.com.ar/el-proyecto-de-la-cotbn

Cruzate, G., Gómez, L., Pizarro, M. J., Mercuri, P., & Banchero, S. (2012). Suelos de la República Argentina 1: 500000 y 1: 1000000. Web: http://www.geointa.inta.gob.ar/wp-content/uploads/downloads/Laminas_de_Suelos/C%C3%B3rdoba_3.jpg (con acceso hasta el 01/11/2022).

Cuyckens, G. A., & Renison, D. (2018). Ecología y conservación de los bosques montanos de *Polylepis*: Una introducción al número especial. Ecología austral, 28(1), 157-162.

Dobos, R., Seybold, C., Chiaretti, J., Southard, S., & Levin, M. (2017). Interpretations: The impact of soil properties on land use. USDA Handbook, 18.

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (2016). Plataforma de territorios inteligentes. Disponible desde Internet en: http://www.fao.org/in-action/territorios-inteligentes/componentes/ordenamiento-territorial/es/ (con acceso hasta el 26/04/2018).

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (1993) Guidelines for land-use planning. Disponible en internet en: http://www.fao.org/docrep/t0715e/t0715e00.htm#Contents (con acceso hasta el 26/04/2018).

Fernández, D., & Julieta, M. (2016). Evaluación del riesgo de erosión hídrica, su distribución espacial y el efecto de la cobertura vegetal en el proceso erosivo, en la cuenca hidrográfica del Río Tunuyán Superior (Mendoza) (Disertación Doctoral, Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias).

Fonseca, S. A. (2006). Ordenamiento territorial comunitario: un debate de la sociedad civil hacia la construcción de políticas públicas. Instituto Nacional de Ecología. Servicios Alternativos para la Educación y el Desarrollo, A.C. ISBN: 968-817-793-8.

Gaitan, J. J., Navarro, M. F., Tenti Vuegen, L. M., Pizarro, M. J., Carfagno, P. (2017). Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. Ediciones INTA.

Giusti, M. (2014). Naturaleza y urbanización el caso del valle de Traslasierra (departamento de San Alberto, Córdoba, Argentina). In XI Simposio de la Asociación.

Henry, V. V., Menjivar, J. C., & Escobar, C. A. (2007). Identificación de suelos susceptibles a riesgos de erosión y con mayor capacidad de almacenamiento de agua. Acta Agronómica, 56, 117-125.

Jobbagy, E. G., Nosetto, M. D., Santoni, C. S., & Baldi, G. (2008). El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. Ecología austral, 18(3), 305-322.

Jobbágy, E. G. (2011). Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. Valoración de Servicios Ecosistémicos Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, 163-183.

Jobbágy, E. G., Acosta, A. M., & Nosetto, M. D. (2013). Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). Ecología austral, 23(2), 87-96.

Jobbágy, E. G., Pascual, M., Barral, M. P., Poca, M., Silva, L. G., Oddi, J., ... & Villagra, P. E. (2022). Representación espacial de la oferta y la demanda de los servicios ecosistémicos vinculados al agua. Ecología Austral, 32(1-bis), 213-228.

Hoyos L.E., Cingolani A.M., Zak M.R., Vaieretti M.V., Gorla D.E., & Cabido M.R. (2013) Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. Applied Vegetation Science 16, 260-271.

Karlin U., Catalán L., Coirini R. & Zapata R. (2004). Uso y manejo sustentable de los bosques nativos del Chaco Árido. En: Arturi, M.F., Frangi J.L. & Goya J.F. Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina, pp 2-22. Universidad Nacional de Córdoba.

Kitzberger, T., Perry, G.L.W., Paritsis, J., Gowda, J.H., Tepley, AJ, Holz, A y Veblen, T.T. (2016) Fire-vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. New Zealand Journal Of Botany 54:247-272.

Kuvan, Y. (2012) Assessing the Impacts of Tourism on Forests: Mass Tourism and Policy in Turkey. Environmental Engineering and Management Journal 11:1415-1424.

Melgarejo Arrúa, M. A., & Cardozo Carrera, C. R. (2013). Zonificación de suelos con riesgo de erosión hídrica mediante teledetección en el distrito de Salto del Guaira. In VII Congreso de Medio Ambiente.

Mendez Casariego, H., & Pascale Medina, C. (2014). Ordenamiento Territorial en el Municipio: una guía metodológica. Santiago: Ediciones FAO-INTA. ISBN: 978-92-5-308313-8.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Mónaco, M. H., Peri, P. L., Medina, F. A., Colomb, H. P., Rosales, V. A., Berón, F., López D.R.,... Gómez Campero, G.. (2020). Causas e impactos de la deforestación de los bosques nativos de Argentina y propuestas de desarrollo alternativas. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Argentina.

Landi, M. A., & Renison, D. (2010). Forestación con *Polylepis australis* en suelos erosionados de las Sierras Grandes de Córdoba: evaluación del uso de terrazas y vegetación nodriza. Ecología Austral, 20(1), 47-55.

López-Barreda. (2004). Estructura y función en bordes de Bosques. Ecosistemas 13 (1): 67-77.

López, D. R., Cavallero, L., Easdale, M. H., Carranza, C. H., Ledesma, M., y Peri, P. L. (2018). Resilience management at the landscape level: An approach to tackling social-ecological vulnerability of agro-forestry systems. In Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty (pp. 127-148). Springer.

Paruelo, J., Jobbágy, E., Laterra, P., Dieguez, H., García Collazo, A., & Panizza, A. (2014). Ordenamiento territorial rural. Conceptos, métodos y experiencias. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Pörtner, H. O., Roberts, D. C., Adams, H., Adler, C., Aldunce, P., Ali, E., ... & Birkmann, J. (2022). Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. IPCC Sixth Assessment Report.

Punta A. I. (2010) Córdoba borbónica: persistencias coloniales en tiempo de reformas 1750-1800. 2° ed. Córdoba. UNC. 364p.

Tell S. (2008) Córdoba rural, una sociedad campesina 1750-1850, Buenos Aires: Prometeo Libros 448 p.

Torrella S.A. & Adámoli J. (2006). Situación ambiental de la ecorregión del chaco seco. En: Brown A.D. & Corcuera J. (Eds.). Situación Ambiental Argentina. Editorial Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires; pag. 74-82..

Silvetti, F. 2012. Trayectoria histórica de la territorialidad ganadera campesina en el oeste de la Provincia de Córdoba (Argentina). Agricultura, Sociedad y Desarrollo 9: 333-367.

PROGRAMA NACIONAL FORESTALES

INTA

ISBN 978-987-46815-6-0